

Titre: Évaluation des couvertures isolantes avec effets de barrière
Title: capillaire faites de résidus désulfurés afin de contrôler le drainage
minier acide en conditions nordiques

Auteur: Fannie Lessard
Author:

Date: 2018

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Lessard, F. (2018). Évaluation des couvertures isolantes avec effets de barrière
Citation: capillaire faites de résidus désulfurés afin de contrôler le drainage minier acide en
conditions nordiques [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/3119/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/3119/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Bruno Bussière, Jean Côté, & Mostafa Benzaazoua
Advisors:

Programme: Génie minéral
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉVALUATION DES COUVERTURES ISOLANTES AVEC EFFETS DE BARRIÈRE
CAPILLAIRE FAITES DE RÉSIDUS DÉSULFURÉS AFIN DE CONTRÔLER LE
DRAINAGE MINIER ACIDE EN CONDITIONS NORDIQUES

FANNIE LESSARD

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE MINÉRAL)

AVRIL 2018

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

Ce mémoire intitulé :

ÉVALUATION DES COUVERTURES ISOLANTES AVEC EFFETS DE BARRIÈRE
CAPILLAIRE FAITES DE RÉSIDUS DÉSULFURÉS AFIN DE CONTRÔLER LE
DRAINAGE MINIER ACIDE EN CONDITIONS NORDIQUES

présenté par : LESSARD Fannie

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. NECULITA Carmen, Ph. D., présidente du jury

M. BUSSIÈRE Bruno, Ph. D., membre et directeur de recherche

M. CÔTÉ Jean, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

M. BENZAOUA Mostafa, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

M. COURCELLES Benoit, Ph. D., membre externe

DÉDICACE

À ma famille et mes précieux amis

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier toutes les personnes et organisations qui m'ont soutenu dans la réalisation de ce projet de recherche. D'abord, j'aimerais remercier mon directeur de recherche Bruno Bussière pour sa grande disponibilité, son encadrement et ses précieux conseils. Je suis reconnaissant de l'implication de mes deux codirecteurs Jean Côté et Mostafa Benzaazoua. Je tiens à remercier les membres de l'équipe du département d'environnement de Mine Raglan (une compagnie Glencore), notamment Mélanie Côté et Louis Marcoux pour leur appui et collaboration. Merci à la chaire industrielle CRSNG-UQAT sur la restauration des sites miniers de m'avoir permis de mener ce projet de recherche. Je souhaite aussi remercier l'équipe technique de l'URSTM pour leur précieuse aide dans la réalisation des montages et essais en laboratoire. Je pense plus spécialement à Vincent Boulanger-Martel, Alain Perrault, Patrick Bernèche, Yvan Poirier et Bruno Bossé. Merci à tous mes collègues étudiants de l'IRME.

Je me dois aussi de souligner l'apport spécial de mes fidèles amies Catherine Domingue et Mélissa Gauthier. Merci énormément pour votre temps et le soutien moral. J'aimerais aussi remercier ma famille adoptive Vincent Boulanger-Martel, Joanie Poupert, Agate et Laurent pour m'avoir accueillie à bras ouvert et soutenue durant cette période. Finalement, ce projet n'existerait pas sans le support inconditionnel de mes deux précieux acolytes, ma mère et mon beau-père. Merci mille fois d'être là pour moi et de m'encourager dans mes nombreux projets.

RÉSUMÉ

Les innovations dans les technologies minières permettent maintenant l'accès à des gisements de minerai auparavant inaccessibles situés dans des régions nordiques éloignées. Comme les mines localisées dans les secteurs plus au sud, ces opérations produisent des déchets solides, tels que des résidus et des stériles qui sont stockés à la surface dans des aires d'accumulation de rejets. La remise en état des sites miniers est une préoccupation majeure pour les sociétés minières, en particulier lorsque les résidus miniers sont potentiellement générateurs de drainage minier contaminé (drainage minier acide DMA ou drainage neutre contaminé DNC). Pour les sites miniers du Nord, des facteurs tels que les changements climatiques, la présence de pergélisol, l'éloignement, la disponibilité de matériaux et les conditions climatiques extrêmes peuvent rendre la conception et la construction de scénarios de restauration encore plus difficiles et coûteux (Hayley, 2010). Par conséquent, il est nécessaire de concevoir et de développer des approches de restaurations spécifiques à ces conditions.

Cette étude porte sur l'évaluation de l'efficacité d'une Couverture Isolante avec Effets de Barrière Capillaire (CIEBC), constituée de résidus désulfurés de la mine Raglan (région du Nunavik, Québec), à limiter la migration de l'oxygène dans des conditions nordiques. Cette alternative consiste à utiliser une CIEBC qui, dans des conditions nordiques, auraient deux fonctions principales: i) maintenir les résidus dans un état gelé et non réactifs; ii) empêcher les flux d'oxygène d'atteindre des résidus potentiellement acidogènes s'ils sont dégelés et réactifs (Boulanger-Martel et al., 2015, 2016). Ce type de couverture nécessite l'utilisation d'un matériau à grains fins, typiquement silteux (Bussière et al., 2007). Cependant, dans les environnements nordiques, ces matériaux ne sont pas toujours disponibles à proximité du site minier. Ainsi, le procédé de désulfuration des résidus devient une option intéressante parce qu'il peut être utilisé pour transformer les résidus potentiellement réactifs en matériaux de recouvrement pour la remise en état des sites miniers (Benzazoua et al., 2000; Bussière et al., 2004). De plus, la présence de minéraux sulfurés résiduels peut avoir l'avantage de réduire davantage les flux d'oxygène à travers la CIEBC (au moins à court terme) car ils consomment de l'oxygène (Bussière et al., 2004; Demers et al., 2008). Dans ce contexte, les objectifs spécifiques de cette étude consistent à: i) caractériser les propriétés hydrogéologiques et thermiques des résidus désulfurés testés; ii) évaluer, en utilisant

des essais en colonne, le comportement hydrogéologique et thermique de CIEBC constituées de résidus désulfurés à deux niveaux, avant et après les cycles de Gel/Dégel (G/D); et iii) évaluer la capacité des CIEBC à contrôler la migration de l'oxygène avant et après les cycles G/D. L'évaluation de la performance des couvertures testées présentée dans cette étude vise à évaluer le scénario le plus défavorable où une décongélation complète des Couches de Rétention d'Humidité (CRH) se produit et la réactivité des résidus atteint un maximum (c'est-à-dire une température correspondant à une valeur chaude pour le site minier Raglan).

L'étude comprend une caractérisation détaillée des matériaux de recouvrement et la construction de deux colonnes instrumentées dans une chambre à environnement contrôlé. Les deux CIEBC ont une configuration similaire mais se distinguent par la concentration en soufre dans le résidu désulfuré utilisé comme CRH. Les essais en colonne ont démontré que les effets de barrière capillaire induisaient un haut degré de saturation permanent ($> 85\%$) dans la CRH faite de résidus désulfurés. Ce haut degré de saturation a empêché la migration de l'oxygène; les flux d'oxygène estimés et prédits traversant la CRH étant inférieurs à $5,5 \times 10^{-3}$ mol/m²/jour pour les deux colonnes. La colonne contenant les résidus désulfurés ayant la teneur en sulfure la plus élevée était légèrement plus efficace pour contrôler le flux d'oxygène en raison de la plus grande consommation d'oxygène par les sulfures résiduels. Les résultats ont également montré que les cycles de G/D n'ont pas affecté de façon significative les propriétés hydrogéologiques des résidus désulfurés, indiquant une stabilité dans la performance à long terme de la couverture.

Des résultats complémentaires, soit des mesures directes de teneur en eau volumique et de succion au démantèlement, ont montré respectivement que l'intervalle des valeurs mesurées de teneur en eau volumique (θ_w) dans la CRH est très proche de la saturation ($0,30 < \theta_w < 0,38$) et que les valeurs de succion (ψ) sont inférieures à la pression d'entrée d'air (ψ_a) du résidu désulfuré ce qui témoigne d'une CIEBC efficace. Ces valeurs mesurées ont une bonne correspondance avec celles obtenues à l'aide des équipements dans les colonnes. Les paramètres mesurés dans les eaux d'exfiltrations respectent les limites de la Directive 019 (D019) en termes de concentrations autorisées au point de rejet de l'effluent final à l'exception de quelques mesures de la concentration en Zn dans la colonne 2. Ces valeurs légèrement supérieures à celle de la D019 (1 mg/l) concordent avec une concentration en soufre supérieure dans la CRH de la colonne 2.

Ces travaux ont permis de proposer une option intéressante pour rendre plus efficace les recouvrements utilisés pour restaurer les parcs à résidus en conditions nordiques comme celui de la Mine Raglan. Cette nouvelle technique est plus robuste parce qu'elle combine le contrôle de la température et de la migration de l'oxygène. De plus, la nouvelle approche qui consiste à réutiliser des rejets miniers dans la restauration de sites miniers en climat nordiques devient très attrayante, surtout lorsque peu de matériaux meubles naturels ayant de bonnes propriétés se trouvent à proximité du site à restaurer.

ABSTRACT

Innovations in mining technologies now allow access to previously inaccessible ore deposits located in remote Arctic regions. Like any mines located in area further south, these operations produce solid wastes, such as tailings and waste rocks that are stored at the surface in mining waste disposal areas. Mine site reclamation is a major concern for mining companies, especially when mine tailings are potentially contaminated mine drainage generating (acid mine drainage AMD or contaminated neutral drainage CND). For mine sites located in Arctic environments, many factors, such as climate changes, the evolution of permafrost, remoteness, the availability of materials, and harsh climatic conditions, can make can make the design and construction of rehabilitation methods even more difficult and costly (Hayley, 2010). Therefore, it is necessary to design and develop reclamation approaches specific to these conditions.

This study focuses on assessing the effectiveness of insulation cover with capillary barrier effects (ICCBEs), made of desulphurized tailings from Raglan mine (Nunavik region, Québec), to limit oxygen migration under Arctic conditions. This alternative may consist on the use of CCBEs which, in northern conditions would have two main functions: i) maintain the tailings in a frozen/non-reactive state for the longest possible period; ii) prevent oxygen fluxes from reaching potentially acid generating tailings if they are unfrozen/reactive (Boulanger-Martel et al., 2015, 2016). This type of cover requires the use of a fine-grained, typically silty material (Bussière et al., 2007). However, in northern environments, these materials are not always available close to the mining site. Thus, tailings desulphurization process becomes an attractive option because it can be used to transform potentially reactive tailings into cover materials for mine site reclamation (Benzaazoua et al, 2000; Bussière et al., 2004). In addition, the presence of residual sulphide minerals can have the advantage of further reducing oxygen fluxes through the ICCBE (at least in the short term) because they consume oxygen (Bussière et al., 2004; Demers et al., 2008). In this context, the specific objectives of this study consist in: i) characterizing the hydrogeological and thermal properties of the tested desulphurized tailings; ii) assessing, by using column tests, the hydrogeological and thermal behaviour of ICCBE made of two sulphur levels of desulphurized tailing, both before and after freeze/thaw (F/T) cycles; and iii) evaluating the capacity of the ICCBEs to control oxygen migration, both before and after F/T cycles. The performance evaluation

of the tested covers presented in this study aims at evaluating the worst-case scenario where a complete thawing of the moisture-retaining layer (MRLs) occurs and the tailings' reactivity reaches a maximum (i.e., at warmest temperature in the Raglan mine site).

The study includes the details of the characterization of cover materials and the construction of two instrumented columns in a controlled-environment chamber. The ICCBEs have a similar configuration but are distinguished by the sulfur concentration in the desulphurized tailing used as MRL. Column tests demonstrated that capillary barrier effects induced a permanent high degree of saturation ($> 85\%$) in the MRL made of desulphurized tailings. This high degree of saturation impeded oxygen migration; the estimated and predicted oxygen fluxes passing through the MRL being lower than $5.5 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^2/\text{day}$ for the two columns. The column containing the desulphurized tailings with the highest sulphide content was slightly more efficient in controlling the oxygen flux due to the greater oxygen consumption by residual sulphides. Results also showed that F/T cycles did not significantly affect the hydrogeological properties of the desulphurized tailings, indicating a stability in the long-term performance of the cover.

Complementary results of direct measurements of the water content and suction at dismantling respectively showed that the range of water content (θ_w) values measured in MRL is very close to saturation ($0.30 < \theta_w < 0.38$) and that the suction (ψ) values are lower than the air entry (ψ_a) value of the desulphurized tailings which indicates an effective CCBE. These measured values are consistent with those obtained using the equipment in the columns. The parameters measured in exfiltration waters obey the limits of Directive 019 (D019) in terms of permitted concentrations at the point of discharge of the final effluent except a few measurements of Zn concentration in C2 column. The measured Zn concentration (1.7 mg/l) is slightly higher than D019 (0.5 mg/l) and is matched with an upper sulphur concentration in the MRL of column 2.

These findings provide an interesting option for the design of more efficient covers used for tailings ponds reclamation in northern conditions such as the Raglan Mine. This new technique is more robust because it combines the control of temperature and oxygen migration. In addition, the new approach of reusing mine tailings in the reclamation of northern climate mine sites become very

attractive, especially when few natural materials with good properties are close to the rehabilitated site.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|---|------|
| DÉDICACE..... | III |
| REMERCIEMENTS | IV |
| RÉSUMÉ..... | V |
| ABSTRACT | VIII |
| TABLE DES MATIÈRES | XI |
| LISTE DES TABLEAUX..... | XIV |
| LISTE DES FIGURES..... | XVI |
| LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS | XIX |
| LISTE DES ANNEXES..... | XXV |
| CHAPITRE 1 INTRODUCTION..... | 1 |
| 1.1 Le drainage minier acide | 2 |
| 1.2 Effet de la température sur le drainage minier acide..... | 4 |
| 1.3 Méthode de restauration des parcs à résidus en milieu nordique et défis associés | 5 |
| 1.4 Contexte et objectifs du projet de recherche | 13 |
| 1.5 Contenu et contributions | 16 |
| CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE PERTINENTE AU PROJET | 18 |
| 2.1 Principe du recouvrement isolant..... | 18 |
| 2.2 Principe de la couverture à effet de barrière capillaire (CEBC) | 21 |
| 2.3 Études utilisant des résidus miniers comme matériaux de recouvrement des parcs à résidus | 23 |
| 2.3.1 Le site LTA | 24 |
| 2.3.2 Le site Manitou..... | 27 |
| 2.3.3 Le site Detour Lake | 30 |
| 2.4 Changement climatiques et impacts potentiels sur la restauration des sites miniers | 35 |
| 2.4.1 Mise en contexte de la problématique..... | 36 |

| | |
|---|----|
| 2.4.2 Principaux risques associés aux changements climatiques sur la restauration minière nordique..... | 38 |
| 2.5 Les besoins en recherche..... | 42 |
| CHAPITRE 3 MATÉRIEL, MÉTHODES ET RÉSULTATS DE CARACTÉRISATION..... | 44 |
| 3.1 Matériel | 44 |
| 3.1.1 Origine, échantillonnage et préparation des échantillons..... | 44 |
| 3.2 Méthodes utilisées | 45 |
| 3.2.1 La désulfuration environnementale..... | 45 |
| 3.2.2 Caractérisation physique | 46 |
| 3.2.3 Caractérisation chimique..... | 48 |
| 3.2.4 Caractérisation minéralogique et environnementale | 51 |
| 3.2.5 Réconciliation minéralogique et chimique..... | 54 |
| 3.2.6 Potentiel de Génération d'Acidité (PGA) | 55 |
| 3.2.7 Caractérisation hydrogéologique..... | 57 |
| 3.2.8 Conductivité thermique | 61 |
| 3.2.9 Réactivité des résidus désulfurés..... | 63 |
| 3.2.10 Modélisation physique | 66 |
| 3.3 Résultats de la caractérisation des matériaux | 70 |
| 3.3.1 Analyse granulométrique | 70 |
| 3.3.2 Densité relative..... | 71 |
| 3.3.3 Résultats des essais de compactage..... | 72 |
| 3.3.4 Composition élémentaire par ICP-AES | 73 |
| 3.3.5 Composition élémentaire par XRF..... | 74 |
| 3.3.6 Analyse soufre/carbone | 75 |
| 3.3.7 Composition minéralogique par DRX et réconciliation..... | 75 |
| 3.3.8 Observations au MEB | 77 |
| 3.3.9 Résultats des essais statiques..... | 78 |
| 3.3.10 Propriétés hydrogéologiques | 80 |
| 3.3.11 Propriétés thermiques | 84 |
| 3.3.12 Réactivité des résidus désulfurés..... | 87 |

| | |
|--|-----|
| CHAPITRE 4 ARTICLE 1 INTEGRATED ENVIRONMENTAL MANAGEMENT OF PYRRHOTITE TAILINGS AT RAGLAN MINE: PART 2 DESULPHURIZED TAILINGS AS COVER MATERIAL..... | 90 |
| 4.1 Introduction | 92 |
| 4.2 Materials and methods | 95 |
| 4.2.1 Material preparation and characterization | 95 |
| 4.2.2 Physical and chemical characteristics | 96 |
| 4.2.3 Hydrogeological and thermal properties | 99 |
| 4.2.4 Reactivity of the desulphurized tailings | 102 |
| 4.3 Columns design | 105 |
| 4.3.1 Configuration and instrumentation..... | 105 |
| 4.3.2 Experimental approach..... | 107 |
| 4.4 Results | 108 |
| 4.4.1 Hydrogeological behaviour | 109 |
| 4.4.2 Thermal behaviour | 111 |
| 4.4.3 Oxygen flux calculations..... | 111 |
| 4.5 Conclusions | 114 |
| 4.6 Acknowledgements | 115 |
| 4.7 References | 116 |
| CHAPITRE 5 DISCUSSION | 124 |
| 5.1 Caractérisation des matériaux au démantèlement des colonnes..... | 124 |
| 5.2 Comparaison des concentrations d’oxygène mesurées avec les prédictions numériques.. | 127 |
| 5.3 Qualité de l’eau d’exfiltration des colonnes..... | 131 |
| CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS | 135 |
| 6.1 Sommaire et conclusions..... | 135 |
| 6.2 Recommandations | 139 |
| RÉFÉRENCES..... | 141 |

LISTE DES TABLEAUX

| | |
|--|----|
| Tableau 1.1 : Synthèse historique des méthodes de restauration en milieu nordique (tiré de Éthier, 2013)..... | 8 |
| Tableau 2.1 : Résultats des simulations climatiques par rapport à la moyenne de la période 1981-2010, 2020, 2050 et 2080 pour la région du Grand-Nord québécois (URSTM, 2017)..... | 39 |
| Tableau 2.2 : Niveau de risque de perte de performance des recouvrements CEBC (URSTM, 2017) | 40 |
| Tableau 2.3 : Niveau de risque de perte de performance des recouvrements isolants (URSTM, 2017)..... | 41 |
| Tableau 2.4 : Niveau de risque de dommages aux matériaux de recouvrement attribuables à la fonte du pergélisol (URSTM, 2017)..... | 42 |
| Tableau 3.1 : Caractéristiques granulométriques des résidus désulfurés et de la roche concassée | 71 |
| Tableau 3.2 : Densité relative des résidus désulfurés et de la roche concassée | 72 |
| Tableau 3.3 : Résultats de compactage avec l'essai Proctor modifié..... | 72 |
| Tableau 3.5 : Résultats de l'analyse ICP-AES pour les résidus désulfurés #1 et #2 | 74 |
| Tableau 3.6 : Résultats de l'analyse XRF pour les résidus désulfurés #1 et #2..... | 75 |
| Tableau 3.7 : Résultats de l'analyse soufre/carbone des résidus désulfurés #1 et #2..... | 75 |
| Tableau 3.8 : Résultats de l'analyse DRX et de la réconciliation chimique et minéralogique pour les résidus désulfurés #1 et #2..... | 76 |
| Tableau 3.9 : Résultats de l'analyse DRX pour la roche concassée | 77 |
| Tableau 3.10 : Résultats des analyses statiques pour les résidus désulfurés #1 et #2..... | 79 |
| Tableau 3.11 : Propriétés hydrogéologiques des matériaux de recouvrement | 80 |
| Tableau 3.12 : Conductivité thermique non gelée et gelée des matériaux de recouvrement | 85 |
| Tableau 3.13 : Conductivité thermique des minéraux formant le résidu désulfuré | 87 |

| | |
|---|-----|
| Tableau 3.14 : Paramètres et résultats de la méthode de prédiction de la conductivité thermique des sols non gelés et gelés | 87 |
| Tableau 3.15 : Comparaison entre le modèle numérique et analytique | 89 |
| Tableau B.1: Résultats de l'analyse ICP-AES du lixiviat des résidus désulfurés #1 | 163 |
| Tableau B.2: Résultats de l'analyse ICP-AES du lixiviat des résidus désulfurés #2..... | 164 |
| Tableau C.3: Résultats des succions mesurées avec les sondes Watermark dans les colonnes 1 et 2 pour chaque cycle..... | 165 |

LISTE DES FIGURES

| | |
|---|----|
| Figure 2.1: Profil de température dans des résidus miniers avec un recouvrement isolant en zone de pergélisol continu (modifié d’Andersland et Ladanyi, 2004) | 19 |
| Figure 2.2: Comportement général du système de recouvrement isolant (tirée de Colombe, 2012) | 20 |
| Figure 2.3: Configuration typique d’une CEBC (tirée d’Aubertin et al., 2002) | 21 |
| Figure 2.4: Vue d’ensemble du site LTA avant sa restauration (Golder Associés, 1999) | 24 |
| Figure 2.5 : Localisation des zones de restauration du site Manitou (Agnico Eagle, photo 2013 et données 2017) | 30 |
| Figure 2.6 : Vue en plan et coupe schématique du parc à résidus de la mine Detour Lake (Dobchuk et al., 2013)..... | 31 |
| Figure 2.7 : Profil représentatif du terrain pour la modélisation numérique (Dobchuk et al., 2013) | 33 |
| Figure 3.1 : Graphique de l’interprétation des tests statiques en fonction du PNN et NPR (Bouzahzah, 2013) | 56 |
| Figure 3.2 : Cellule de pression pour mesurer la courbe de rétention d’eau des résidus désulfurés | 57 |
| Figure 3.3 : Perméamètre utilisé pour la détermination de la conductivité hydraulique saturée des résidus désulfurés | 59 |
| Figure 3.4 : Perméamètre isolé avec du polystyrène et utilisé pour l’essai de la conductivité hydraulique saturé soumis à des cycles de gels et dégels | 61 |
| Figure 3.5 : Montage utilisé pour déterminer la conductivité thermique gelée et non gelée | 62 |
| Figure 3.6 : Modèle numérique pour la simulation des profils d’oxygène de l’essai en cellule de diffusion/consommation..... | 65 |
| Figure 3.7 : Colonnes 1 et 2 | 68 |
| Figure 3.8 : Tests typiques réalisés sur les colonnes pour un seul cycle..... | 69 |

| | |
|--|-----|
| Figure 3.9 : Courbe granulométrique des résidus désulfurés et des roches concassés..... | 70 |
| Figure 3.10 : Courbe de compactage de l'essai Proctor modifié pour les résidus désulfurés #1 ... | 73 |
| Figure 3.11 : Images observées au microscope électronique à balayage; a)Pentlandite (Pn) et pyrrhotite (Po) incluses dans la magnétite (Mgt); b) Lizardite (Ldt); c) Chalcopyrite (Cpy), Po et Mgt incluses dans la lizardite; d) Pyrrhotite incluse dans la lizardite | 78 |
| Figure 3.12 : Classification du potentiel de génération d'acide des résidus désulfurés selon le critère ABA et RPN..... | 79 |
| Figure 3.13 : Courbe de rétention d'eau des résidus désulfurés #1 lissée avec le modèle VG et prédite avec le modèle MK | 82 |
| Figure 3.14 : Courbe de rétention d'eau de la roche concassée lissée avec le modèle VG..... | 82 |
| Figure 3.15 : Influence des cycles de gel et dégel sur la conductivité hydraulique des résidus désulfurés #1 | 84 |
| Figure 3.16 : Profil de la concentration d'oxygène expérimental et numérique pour les résidus désulfurés #1 et #2..... | 88 |
| Figure 4.1: Grain-size distributions of the tested materials (data for the crushed rocks from Coulombe, 2012)..... | 99 |
| Figure 4.2: Conceptual numerical model used to simulate oxygen diffusion/consumption tests | 104 |
| Figure 4.3: Column configurations and instrumentation (left) and a photo of the columns in the controlled-atmosphere chamber (right) | 106 |
| Figure 4.4: Typical column testing cycle | 108 |
| Figure 4.5: Evolution of temperatures and unfrozen volumetric water contents (θ_w) over eight F/T cycles in Column 1 and 2 | 110 |
| Figure 5.1 : Teneurs en eau volumique moyennes mesurées à température ambiante de la chambre froide (5°C) pour les 8 cycles (valeurs des sondes) et au démantèlement des colonnes 1 et 2 | 126 |
| Figure 5.2 : Succions matricielles mesurées à l'aide des sondes à différents cycles et au démantèlement des colonnes 1 et 2 | 127 |

Figure 5.3 : Modèle numérique pour la simulation des profils d'oxygène des colonnes 1 et 2...129

Figure 5.4 : Profils d'oxygène mesurés au jour 6 et prédits (pour $n=0,36$ et $n=0,40$) dans les colonnes 1 et 2131

Figure 5.5 : Résultats de la qualité des eaux d'exfiltration des colonnes 1 et 2134

Figure A.1 : Calibration des sondes 5 TM pour les résidus désulfurés #1 et #2.....162

Figure A.2 : Calibration des sondes 5 TM pour la roche concassée162

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

| | |
|---------|---|
| A | Aire [L^2] |
| AEV | Air Entry Value ou pression d'entrée d'air |
| AMD | Acid Mine Drainage |
| AP | Acid-generating Potential |
| ASTM | American Society for Testing Materials |
| C | Concentration d'oxygène [ML^{-3}] |
| C1 | Colonne 1 |
| C2 | Colonne 2 |
| C_c | Coefficient de courbure [-] |
| CC | Changements Climatiques |
| C_0 | Concentration en oxygène initiale [ML^{-3}] |
| C_U | Coefficient d'uniformité [-] |
| CCBE | Cover with Capillary Barrier Effects |
| CEBC | Couverture avec Effets de Barrière Capillaire |
| CIEBC | Couverture Isolante avec Effets de Barrière Capillaire |
| CMC | Carboxyméthylcellulose |
| Cpy | Chalcopyrite |
| CRE | Courbe de Rétention d'Eau |
| CRH | Couche de Rétention d'Humidité |
| D019 | Directive 019 |
| D_a^0 | Coefficient de diffusion d' O_2 dans l'air [L^2T] |
| D_w^0 | Coefficient de diffusion d' O_2 dans l'eau [L^2T] |

| | |
|-------------|--|
| D_{10} | Diamètre des particules du 10% passants sur la courbe granulométrique [L] |
| D_{60} | Diamètre des particules du 60% passants sur la courbe granulométrique [L] |
| D^* | Coefficient de diffusion apparent [M^2T^{-1}] |
| D_e | Coefficient de diffusion effectif [L^2T^{-1}] |
| D_H | Diamètre équivalent des grains [L] |
| DMA | Drainage Minier Acide |
| D_r | Densité relative des grains solides [-] |
| DRX | Diffraction de rayons X |
| e | Indice des vides [-] |
| E_h | Potentiel d'oxydoréduction [-] |
| $F_{s,L}$ | Flux d'oxygène à la base du recouvrement en régime stationnaire [$ML^{-2}T^{-1}$] |
| $F_{s,R,L}$ | Flux d'oxygène à la base du recouvrement en régime stationnaire pour un matériau réactif [$ML^{-2}T^{-1}$] |
| F/T | Freeze/Thaw |
| G/D | Gel/Dégel |
| GCB | GéoComposite Bentonitique |
| G_s | Specific gravity [-] |
| h | Hauteur [L] |
| H | Constante de Henry [-] |
| h_{co} | Remontée capillaire |
| HCL | Acide chlorydrique |
| HDPE | High-Density Polyethylene |
| ICCB | Insulation cover with capillary barrier effects |
| ICP-AES | Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy |

| | |
|--------------|---|
| ICP-OES | Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy |
| IRME | Institut de Recherche en Mines et Environnement |
| KAX51 | Potassium Amyl Xanthate |
| KCM | Kozeny Carman modifié |
| K_r | Coefficient effectif de réaction [T^{-1}] |
| K_r^* | Coefficient apparent de réaction [T^{-1}] |
| k_{sat} | Conductivité hydraulique saturée [LT^{-1}] |
| L | Épaisseur [L] |
| Ldt | Lizartite |
| M_{CaCO_3} | Masse de carbonate de calcium [M] |
| MEB-EDS | Microscopie Électronique à Balayage et Energy Dispersive X-ray Spectroscopy |
| MERN | Ministère de l'énergie et des Ressources Naturelles |
| M/D | Mouillage/Drainage |
| Mgt | Magnétite |
| M_h | Masse humide [M] |
| MIBC | Méthyl isobutyl carbinol |
| MK | Kovaks modifié |
| MO | Microscope Optique |
| MRL | Moisture Retaining Layer |
| M_s | Masse sèche [M] |
| M_w | Masse de l'eau [M] |
| n | Porosité totale [-] |
| NaOH | Hydroxyde de sodium |

| | |
|-------------|--|
| NP | Neutralization Potential [$\text{M}\text{CaCO}_3\text{M}^{-1}$] |
| NNP | Net Neutralization Potential [$\text{M}\text{CaCO}_3\text{M}^{-1}$] |
| NPGA | Non Potentiellement Générateur de d'Acide |
| NPR | Neutralization Potential Report |
| PA | Potentiel d'acidité [$\text{M}\text{CaCO}_3\text{M}^{-1}$] |
| p_a | Paramètre de tortuosité de la phase gazeuse [-] |
| PGA | Potentiel de Génération d'Acide |
| Pn | Pentlandite |
| PN | Potentiel de Neutralisation [$\text{M}\text{CaCO}_3\text{M}^{-1}$] |
| PNN | Pouvoir Net de Neutralisation [$\text{M}\text{CaCO}_3\text{M}^{-1}$] |
| Po | Pyrrhotite |
| p_w | Paramètre de tortuosité de la phase aqueuse [-] |
| RPN | Rapport de Potentiel de Neutralisation |
| S_r | Degré de saturation [-] |
| S_s | Surface spécifique [L^2M^{-1}] |
| t | Temps [T] |
| T | Température [θ] |
| $t^*_{1/2}$ | Temps de demie-vie de dégradation [T^{-1}] |
| VG | van Genuchten |
| V_s | Volume des solides [L^3] |
| V_t | Volume total des solides [L^3] |
| V_v | Volume des vides [L^3] |
| V_w | Volume de l'eau [L^3] |
| UQAT | Université du Quebec en Abitibi-Témiscamingue |

| | |
|--------------------|---|
| URSTM | Unité de Recherche et de Services en Technologie Minérale |
| XRF | X-Ray Fluorescence |
| WRC | Water retention curve |
| z | Profondeur [L] |
| θ_a | Teneur en air volumique [L^3L^{-3}] |
| θ_{eq} | Teneur en air volumique équivalente [L^3L^{-3}] |
| θ_r | Teneur en eau volumique résiduelle [L^3L^{-3}] |
| θ_s | Teneur en eau volumique à saturation [L^3L^{-3}] |
| θ_u | Teneur en eau volumique non-gelée [L^3L^{-3}] |
| θ_w | Teneur en eau volumique [L^3L^{-3}] |
| λ | Conductivité thermique [$MLT^{-3}\theta^{-1}$] |
| λ_d | Conductivité thermique sèche [$MLT^{-3}\theta^{-1}$] |
| λ_f | Conductivité thermique gelé [$MLT^{-3}\theta^{-1}$] |
| λ_m | Conductivité thermique d'un minéral [$MLT^{-3}\theta^{-1}$] |
| λ_u | Conductivité thermique non gelée [$MLT^{-3}\theta^{-1}$] |
| λ_r | Conductivité thermique normalisée [$MLT^{-3}\theta^{-1}$] |
| λ_s | Conductivité thermique des solides [$MLT^{-3}\theta^{-1}$] |
| λ_{sat} | Conductivité thermique saturée [$MLT^{-3}\theta^{-1}$] |
| ρ | Masse volumique [ML^{-3}] |
| ρ_d | Masse volumique sèche [ML^{-3}] |
| ρ_{dmax} | Masse volumique sèche maximale [ML^{-3}] |
| ρ_w | Masse volumique de l'eau [ML^{-3}] |
| $\psi_{SEP}^{[-]}$ | Succion matricielle [$ML^{-1}T^{-2}$] |

| | |
|----------------|--|
| ψ_a | Succion d'entrée d'air [$ML^{-1}T^{-2}$] |
| ψ_r | Succion résiduelle [$ML^{-1}T^{-2}$] |
| v | Vélocité de Darcy |
| ω | Teneur en eau massique |
| ω_{opt} | Teneur en eau massique optimale |

LISTE DES ANNEXES

| | |
|---|-----|
| ANNEXE A – RÉSULTATS DE LA CALIBRATION DES SONDES 5TM..... | 162 |
| ANNEXE B – RÉSULTATS DE L'ANALYSE ICP-AES DES LIXIVIATS | 163 |
| ANNEXE C – RÉSULTATS DES SONDES WATERMARK..... | 165 |

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

Le développement de nouvelles technologies permet aujourd'hui de repousser l'exploitation minière vers des régions éloignées et difficilement accessibles et ainsi avoir accès à des gisements riches en métaux. À ce titre, le Nord québécois deviendra un lieu de choix de plus en plus prisé par l'industrie minière dans les prochaines décennies. D'ailleurs, des opérations minières menées par plusieurs compagnies tels que Glencore Corporation, Canadien Royalties, Agnico Eagle et Goldcorp sont actuellement présentes sur le territoire nordique du Québec et ce, depuis quelques années. Toutefois, même si ces mines sont situées en région nordique, elles sont tenues de respecter et d'appliquer la loi sur les mines en matière de restauration des sites miniers. Depuis 1995 et selon les dispositions législatives québécoises, l'exploitant minier doit soumettre un plan de restauration de son site qui permettra de remettre le site exploité dans un état satisfaisant. L'une des composantes de l'état satisfaisant de la nouvelle version du guide de restauration minière publiée par le Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles (MERN) en 2016 consiste à limiter la production et la propagation de contaminants dans l'environnement à long terme et viser à éliminer toute forme d'entretien et de suivi. Aussi, la minière doit fournir une garantie financière incluant 100% du coût de la restauration des espaces d'accumulations de résidus miniers, et ce, durant les trois premières années de l'exploitation. Le guide sur la restauration minière précise que la restauration des aires d'accumulation de résidus miniers doit permettre la stabilité chimique des aires d'entreposage de rejets miniers et empêcher la génération du Drainage Minier Acide (DMA) (MERN, 2016). La restauration des sites miniers est donc un enjeu de taille pour les compagnies minières, particulièrement lorsque le site est générateur de drainage minier acide (Aubertin et Bussière, 1999).

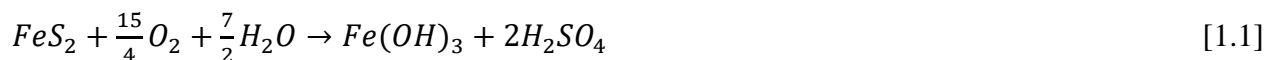
Le traitement du minerai génère une quantité importante de rejets de concentrateur à la sortie de l'usine. Ces rejets sont habituellement stockés dans des aires d'entreposage qui peuvent contenir plusieurs millions de tonnes de matériel qui sont exposés aux conditions climatiques qui sont souvent favorables à l'oxydation des minéraux sulfureux et à la génération de DMA, d'où le besoin de bien restaurer ces parcs à résidus miniers. Le DMA est caractérisé par un faible pH et des concentrations élevées en métaux lourds, en sulfates et en solides dissous (Blowes et al., 1994; Elberling et al., 2003; Lindsay et al., 2015). Considérant que l'eau et l'air sont des réactifs essentiels

à la production de DMA des résidus sulfureux, les techniques de restauration pouvant contrôler le contact de ces deux paramètres avec les rejets sont les plus efficaces (e.g. Nicholson et al., 1988; Blowes et Jambor, 1990; Aubertin et al., 2002; Elberling et al., 2003). Les différents modes de restauration des parcs à résidus peuvent être divisés en trois catégories: la barrière à l'eau, la barrière à l'oxygène et la barrière thermique (e.g. Aubertin et al., 1995; MEND, 2001, 2004); on exclut ici volontairement le traitement des eaux et l'amendement des rejets qui ne sont pas considérés comme des méthodes efficaces à long terme. Ces catégories intègrent les couvertures faites de matériaux imperméables ou synthétiques, en eau (soit par immersion ou par capillarité), isolantes et à effet de barrière capillaire (CEBC) (Aubertin et al., 2015). Cependant, on reconnaît qu'en climat nordique, la restauration de sites miniers est plus complexe et ce dû aux changements climatiques (CC) et à la présence de pergélisol. De plus, la localisation éloignée et les rudes conditions climatiques ont des répercussions sur la mise en place du mode de recouvrement des sites miniers potentiellement générateur de DMA (Bussière et Hayley, 2010).

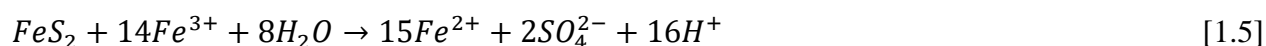
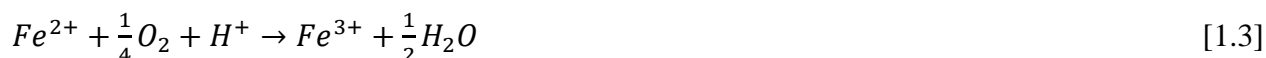
Dans ce qui suit, on revient sur la problématique du DMA et sur l'influence de la température sur ce phénomène géochimique. On présente également les principales méthodes de restauration avec une emphase sur celles applicables en conditions nordiques. Ces sous-sections visent à mettre la table pour la description du présent projet de maîtrise.

1.1 Le drainage minier acide

Le DMA est principalement généré par l'oxydation des sulfures au contact de l'eau et l'oxygène, ce qui peut abaisser le pH autour de 2 et 3 provoquant ainsi la solubilisation des métaux de l'encaissant (Aubertin et al., 2002). Le DMA peut donc avoir des effets néfastes considérables sur les écosystèmes environnants l'exploitation minière. La pyrite (FeS_2) et la pyrrhotite (Fe_{1-x}S) sont les principaux sulfures problématiques (Keith et al., 2000). Les réactions d'oxydation, chimique, bactérienne et électrochimique des sulfures responsables de l'acidification des eaux de drainage sont relativement bien connues (e.g. Evangelou et Zhang, 1995; Rimstidt et Vaughan, 2003; Abraitis et al., 2004). L'équation 1.1 présente la réaction d'oxydation globale simplifiée de la pyrite (Nicholson et Scharer, 1994; Gray et al., 1996).



Plus précisément, les réactions de la pyrite sont engendrées par une oxydation directe par l'oxygène (O₂) (équation 1.2) et indirecte par le fer ferrique (équation 1.5). L'oxydation du fer ferreux (Fe²⁺) en fer ferrique (Fe³⁺) est considérée comme l'équation qui limite la vitesse de réaction. L'activité bactérienne peut accélérer cette réaction et engendrer ainsi une plus grande concentration d'acidité (ions H⁺). Des bactéries telles que les *Thiobacillus ferrooxidans* peuvent catalyser la réaction 1.3 et ainsi accélérer l'oxydation du fer et de la pyrite (Blowes et al., 2003; Plante 2012). À des pH inférieur à 3,5, l'action des bactéries acidophiles peut accélérer le taux d'acidification par un facteur de 10³ à 10⁶ (Singer et Stumm, 1970; Nordstrom, 2000).



Plusieurs facteurs, en plus de l'activité bactérienne, peuvent influencer la cinétique des réactions d'oxydation tels que la nature du minéral, la morphologie des particules sulfureuses, la surface exposée, les conditions d'oxydation (biotique contre abiotique), l'humidité, la température, la structure cristalline, la disponibilité de l'oxygène, les impuretés, la présence d'inclusions et de d'autres cations en solution (Nicholson et al., 1988; Ritcey, 1989; Nicholson et Scharer, 1994; Aubertin et al., 2002; Belzile et al., 2004).

La production de DMA dans les eaux de drainage peut être atténuée de façon naturelle par la présence de minéraux neutralisants dans les résidus miniers. Ces minéraux neutralisent le DMA par leur capacité à réagir avec l'acidité. Parmi ces minéraux neutralisants, la calcite (CaCO₃) et la dolomite [(Ca, Mg)(CO₃)₂] sont les plus efficaces (Plumlee, 1999). Les oxydes, les hydroxydes et les silicates solubles ont également la capacité de neutraliser le DMA mais à plus long terme car leur réactivité est nettement plus faible que les carbonates (Blowes et Ptacek, 1994). Il est important de mentionner que la précipitation de minéraux secondaires peut aussi affecter la qualité des eaux

de drainage. Ce phénomène se produit lorsqu'il y a saturation ou sursaturation de la concentration des ions dissous générés suite aux réactions d'oxydation et de neutralisation. La compréhension des processus géochimiques à long terme est primordiale dans un contexte de fermeture d'une mine. Plus de détails sur les processus de formation du DMA et de neutralisation sont disponibles dans la littérature (e.g. Kleinmann et al., 1981; Perkins et al., 1995; Morin et Hutt, 1997; Aubertin et al., 2002).

1.2 Effet de la température sur le drainage minier acide

En général, les faibles températures ralentissent considérablement la cinétique des réactions d'oxydation chimiques et biologiques qui régissent les processus de génération de contaminants (MEND, 1996a, 1996b; Elberling et al., 2000, Elberling, 2005). Pour les sites situés en climat nordique, une approche populaire pour contrôler l'oxydation des résidus miniers et la production de DMA est l'intégration de ceux-ci au pergélisol. Cette approche permet de maintenir gelés les résidus miniers durant une bonne partie de l'année et de limiter la migration des contaminants en maintenant gelée l'eau des pores (Holubec, 1993; Dawson et Morin, 1996). Certains sites miniers nordiques sont cependant générateurs de drainage minier acide et engendrent la lixiviation de métaux lourds (e.g. MEND, 1996a; Elberling, 1998; Elberling et Damgaard, 2001; Godwaldt, 2001). La présence de contamination est principalement attribuable à l'oxydation des sulfures dans la zone active du pergélisol (couche qui subsiste à la surface du pergélisol) (MEND, 1996a). En période estivale, au moment où les températures sont les plus élevées, il y a dégel de la couche active ce qui entraîne de l'oxydation des minéraux sulfureux et, par conséquent, la libération et la migration de contaminants dans l'environnement (Elberling, 2001, Elberling et al., 2007). Toutefois, le gel ne permet pas de contrôler en totalité la réaction d'oxydation des sulfures. En effet, près de 25% de la production totale annuelle de DMA peut se produire en hiver (Elberling, 2001). Des mesures d'oxydation des sulfures ont déjà été enregistrées jusqu'à des températures de -11°C par Elberling (2005). La détermination de la température maximale d'entreposage de résidus réactifs où ceux-ci seraient inertes a été tentée par plusieurs auteurs (Ahonen et Tuovinen, 1992; Godwaldt, 2001; Kyhn et Elberling, 2001; Meldrum et al., 2001; Coulombe, 2012). On peut dire que les interactions entre la température de l'air et du sol ainsi que l'influence de la température sur le taux de réaction des sulfures sont complexes (Kyhn et Elberling, 2001; MEND, 2009).

Certaines études confirment que la loi d'Arrhénius est une bonne approximation des taux de réactions géochimiques (Ahonen et Tunovien, 1992; MEND, 1996a). À une température près du point de congélation des résidus miniers, la vitesse de réaction chimique ne représente que 15% des vitesses mesurées à une température de l'air d'environ 25°C (Nicholson, 1984; MEND, 1996a) comparativement à 30% des vitesses observées pour l'oxydation biochimique (Langdahl et Ingvorsen, 1997). Certaines bactéries auraient la capacité d'augmenter le taux d'oxydation du Fe^{2+} jusqu'à 8 fois plus que celui de l'oxydation chimique et ce, à une température proche de 0°C (Langdahl et Ingvorsen, 1997).

D'autre part, une modélisation sur MINTEQ réalisée par Allison et al. (1991) montre que la solubilité de la calcite et de la dolomite augmente par un facteur de 1,4 et 1,6 à des températures respectives de 20°C et 4°C. Par conséquent, cette augmentation a une influence sur la neutralisation, la lixiviation de l'alcalinité et la solubilité des carbonates (SRK, 2006). Plus de détails concernant les effets de la température sur la réactivité et les processus biochimiques des résidus dans un contexte nordique sont disponibles dans SRK (2006), Éthier (2011) et Boulanger-Martel (2016). Sachant que l'on retrouve de plus en plus d'activité minière en climat nordique, il devient essentiel de considérer l'impact de la température sur la génération de DMA et sur la performance des méthodes de restauration des parcs à résidus (MEND, 2006; Bussière et Hayley, 2010). De plus, selon Pachauri et Reisinger (2007), les régions qui seront le plus affectées par le réchauffement climatique sont les régions nordiques, ce qui complique la conception de la restauration des sites miniers dans une perspective à long terme.

1.3 Méthode de restauration des parcs à résidus en milieu nordique et défis associés

Il existe divers moyens de contrôler la génération de contaminants dans l'environnement. La plupart des approches utilisées visent à limiter l'apport d'éléments essentiels à la réaction d'oxydation tels que l'oxygène, l'eau et les sulfures. La température du milieu peut aussi grandement influencer la réactivité des résidus miniers notamment dans les régions nordiques (Godwaldt et al., 1999; Elberling, 2001; Ethier, 2011). Il est donc important de considérer les caractéristiques climatiques locales dans la conception des méthodes de restauration des parcs à

résidus.

Lorsque des résidus miniers sont générateur de contaminants, des mesures de contrôle doivent être conçues afin d'éviter la contamination de l'environnement. Il existe différents types de recouvrement pour la restauration des aires d'entreposage de résidus miniers générateurs de DMA. Le tableau 1.1 présente une synthèse historique des principales approches de restauration des aires d'entreposages proposées pour des sites localisés en conditions nordiques.

Les approches limitant l'apport en oxygène (barrière à l'oxygène) et l'infiltration d'eau (barrière à l'eau) ont été construites ou proposées dans le plan de fermeture de sites miniers nordiques (e.g. MEND, 2004a; 2009, 2010; O'Kane Consultants Inc., 2012). Au niveau des barrières à l'oxygène, les recouvrement en eau et avec nappe surélevée visent à limiter la migration de l'oxygène vers les résidus problématiques en utilisant l'eau comme barrière (MEND, 1996c; Aubertin et al., 1999; Bussière, 1999; Bussière et al., 2003, 2006, 2007; Dagenais, 2005; Ouangrawa et al., 2006, 2009; Ouangrawa, 2007; Demers, 2008; Awoh, 2012; Éthier et al., 2013, 2014). La disponibilité de l'eau afin de maintenir une couverture permanente et suffisamment épaisse ou un niveau phréatique acceptable est essentielle pour l'efficacité de ces techniques. Dans certains cas, ces techniques nécessitent l'aménagement d'ouvrages de retenue étanches devant résister aux événements extrêmes ainsi qu'une surveillance en continue de la stabilité géotechnique et ce, même après la cessation des activités minières (Aubertin et al., 1997). À noter que suite à la rupture de la digue survenue en 2014 à la mine du Mount-Polley (exploitation de l'or et du cuivre) en Colombie-Britannique causée par le décrochement d'une couche de la fondation non-drainée, il y a un questionnement important sur les méthodes de conception (pour la simulation de la stabilité post-liquéfaction avec des conditions non-drainées ou lieu de drainées) de ces ouvrages (Morgenstern *et al.* 2015). Il est essentiel d'utiliser les directives émises par l'Association Canadienne des barrages (ACB) et suggérées dans le Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec (MERN, 2012) qui impose un Facteur de Sécurité (FS) minimal en opération (condition pseudo-statique) entre 1,3 et 1,5 et un FS plus conservateur de 1,5 (en condition statique) en période de fermeture. Le tableau synthèse 1.1 montre que seulement deux sites miniers nordiques ont adoptés avant 2003 le recouvrement en eau des résidus miniers comme mode de restauration, alors que trois autres l'ont proposé dans leur plan de restauration. La mine

Lupin, au Nunavut, est le seul site minier nordique qui utilise le recouvrement avec nappe surélevée comme mode de restauration entre 1986 et 2003.

Les recouvrements imperméables (Rowe et al., 2004) et évapo-transpirants (William et al., 1997; Khire et al., 1999; Zhan et al., 2000, 2001) visent à limiter les infiltrations d'eau. Pour les recouvrements imperméables, des couches de support et de protection sont aussi nécessaires pour protéger la couche à faible conductivité hydraulique saturée, qui peut être constituée de sols, de géomembranes synthétiques et de géobentonite (GCB), des attaques physiques et chimiques et ainsi prolonger leur durée de vie (Reddy et Butul, 1999; Giroud, 2000; Liu et al., 2013). Ce type de recouvrement a été appliqué sur des stériles et des résidus miniers dans cinq mines nordiques. Quelques années après l'installation, la géomembrane des mines Discovery et Brewery Creek a nécessité des réparations (voir tableau 1.1). Le recouvrement de type évapo-transpirant est quant à lui basé sur le stockage des eaux d'infiltration (générées principalement lors de la fonte des neiges en climat nordique) et à leur évaporation en période sèche (MEND 2009, 2010; Bossé, 2014). Les mines Brewery Creek, au Yukon et Giant, aux Territoires du Nord-Ouest, sont des exemples de sites miniers nordiques qui ont installé ce type de recouvrement sur des résidus miniers (voir tableau 1.1). Cependant, il existe très peu d'informations quant à la performance des systèmes de recouvrement installés.

À noter que ces méthodes ont été d'abord développées pour des climats tempérés et n'ont pas été conçues pour des conditions nordiques. Le recouvrement isolant (barrière thermique) est la seule méthode spécialement conçue pour des conditions nordiques. Elle consiste à encapsuler des résidus réactifs dans le pergélisol afin de réduire leur réactivité et la migration des contaminants (Holubec, 1993, Dowson et Morin, 1996; MEND, 1996a, 2004; Meldrum et al., 2001; Coulombe, 2012; Coulombe et al., 2012). La température moyenne de l'air idéale pour la pérennité de ce type de couverture doit être inférieure à -7°C selon Holubec (2004) et elle doit être construite dans un environnement où le pergélisol est continu. Ce type de recouvrement a été construit aux mines Rankin Inlet et Nanisivik, au Nunavut en 1994 et 2007, respectivement, et a été proposé dans cinq plans de restauration de mines localisées en région nordique.

Tableau 1.1 : Synthèse historique des méthodes de restauration en milieu nordique (tiré de Éthier, 2013)

| Site, endroit | Coord. | TMAA (°C) | Rejet | Fin construction | Configuration, résultats, référence |
|-------------------------------|------------------|-----------|-------------------|----------------------------------|--|
| Recouvrements isolants | | | | | |
| Rankin Inlet, NU | 62°48'N 92°05O | -11 | Résidu | 1994 | 1 m de sable et de gravier d'esker. Les résidus mettront 15 ans après leur recouvrement pour atteindre -4°C (Meldrum et al., 2001) |
| Nanisivik, NU | 73°02'N 84°31'O | -15,2 | Résidu | Cellules terrain et modélisation | Cellule 1 : 2 m de shiste. Cellule 2 : 1,7 m de shiste sous 0,3 m de sable (Kyhn et Elberling, 2001). La température de la surface des résidus des cellules est sous 0°C toute l'année et celle de la cellule 2 varie moins. |
| | | | | 2007 | 1 m de sable graveleux recouvert de 0,25 m de sable et gravier. Mollisol plus épais lorsque désaturé. (Elberling, 2001; Kyhn et Elberling, 2001; Elberling, 2005; Rykaart et Hockley, 2009) |
| Diavik, TNO | 64°30'N 11°040'O | -10 | Résidu | Proposé | 0,5 m de sable silteux saturé recouvert de 3 m de roche grossière (Holubec, 2004; Rykaart et Hockley, 2009) |
| Ekati, TNO | 64°44'N 110°20'O | -10,3 | Résidu | Proposé | 1,5 à 2,0 m composés d'une couche de matériaux fins saturés recouverts de matériaux granitiques (Holubec, 2004; Rykaart et Hockley, 2009) |
| Meadowbank, NU | 65°01'N 96°04'O | -11,4 | Résidu et stérile | Proposé | 4 m de stériles miniers inertes. Refroidissement par convection (Robert et Bertrand, 2012) |
| Raglan, QC | 61°41'N 73°41'O | -10,5 | Résidu | Proposé | 1,2 m grossier >6% fines sur 1,2 m de roches fines partiellement saturées (AMEC, 2002). |
| | | | Stérile | Proposé | 1,6 m de matériau d'esker <20mm sous 1 m de matériau grossier (Szymanski et al., 2003) |

| Site, endroit | Coord. | TMAA (°C) | Rejet | Fin construction | Configuration, résultats, référence |
|---|---------------------|-----------|------------------------------|-----------------------|--|
| Recouvrements en eau | | | | | |
| Polaris, NU | 75°23'N 96°54'O | -14,2 | Résidu | 1982 à 1995 | Déposition subaquatique (lac Garrow) (SRK Consulting, 2005) |
| Cullaton Lake, NU | 61°32'N 98°50'O | | Résidu | 2003 | (MEND, 2012) |
| Doris North, NU | 68°09'N 106°36'O | -8,7 | Résidu | Proposée | Déposition subaquatique (lac Tail) sous 4 m d'eau (SRK Consulting, 2005) |
| Red Dog, Alaska | 68°04'N 162°52'O | -5,8 | Résidu | Proposée | Déposition subaquatique sous 2 pieds d'eau entre 2 digues dans une vallée (SRK Consulting, 2007b) |
| Kiggavik Project, NU | | -12 | Résidu | Proposée | Déposition subaquatique dans une fosse (Dagher et al., 2012) |
| Recouvrements évapo-transpirants | | | | | |
| Brewery Creek, Yukon | 64°03'N 138°14'O | -4,4 | Résidu de lixiviation en tas | 2003 | 0,25 m de sol (Alexco Resource Corp., 2005) |
| Mine Giant, TNO | 62°26'N 114°22'O | -4,6 | Résidu | Essais terrain | (Rykaart et Hockley, 2009) |
| | | | | 2007 | De bas en haut : géotextile, 0,5 m de roche et 0,7 m de silt argileux (Rykaart et Hockley, 2009; Indian and Northern Affairs Canada et Government of the Northwest Territories, 2010) |
| Red Dog, Alaska | 68°0'N 162°9'O | -5,7 | Stérile | Cellules terrain | Quatre cellules : un contrôle ; trois cellules avec 1 m de mort-terrain respectivement seul, sur des stériles compactés et sur un géocomposite bentonitique (Rykaart et Hockley, 2010) |
| | | | | Essais grande échelle | Des stériles compactés sous 0,5 m de mort-terrain compacté et 0,5 m de till lâche (Rykaart et Hockley, 2010) |

| Site, endroit | Coord. | TMAA (°C) | Rejet | Fin construction | Configuration, résultats, référence |
|------------------------------------|---------------------|-----------|---------|------------------|--|
| Complexe Minier Faro, Yukon | 62°12'N 133°22'O | -2,2 | Stérile | 1993 | Une diminution de la densité du recouvrement a été observée par des mesures terrain entre 1993 et 2004 (Rykaart et Hockley, 2009) |
| | | | Stérile | Cellules terrain | Huit cellules : 1,8, 1,1 et 0,75 m de till lâche; respectivement 1 et 0,6 m de till lâche sous 0,45 et 0,5 m de sable et gravier; 0,5 m de till compacté sous 1,8 et 0,5 m de till lâche; et 1 m de till compacté (Rykaart et Hockley, 2010) |
| | | | Stérile | Proposée | Till non compacté sur un sol compacté, design en cours. (Faro Mine Remediation Project, 2010). |
| | | | | | Tassements différentiels de plus d' 1 m sur la halde Grum non recouverte (Rykaart et Hockley, 2009). |
| | | | | | Modélisations avec objectif de 5% des précipitations moyennes annuelles pour les cellules de sulfures massifs et 20% pour le restant des haldes Vangorda et Grum (Faro Mine Remediation Project, 2010). |
| Mine Con, TNO | 62°26'N 114°22'O | -4,6 | Résidu | Proposée | Stériles et mort-terrain (Rykaart et Hockley, 2009) |
| Recouvrements avec nappe surélevée | | | | | |
| Mine Lupin, NU | 65°45'N 111°15'O | -11,1 | Résidu | 1988/95 /2003-06 | 0,6 à 1,6 m de sable et remontée du niveau phréatique dans le recouvrement (INAP, 2012). |
| | | | | | L'épaisseur du mollisol varie selon le niveau phréatique et le refroidissement par convection serait important dans le recouvrement (Arenson et Sego, 2007) |
| Recouvrements imperméables à l'eau | | | | | |

| Site, endroit | Coord. | TMAA (°C) | Rejet | Fin construction | Configuration, résultats, référence |
|----------------------|---------------------|-----------|---------|------------------|--|
| Port Radium, TNO | 66°5'N 118°2'O | -7,1 | Résidu | 2007 | GCB (Rykaart et Hockley, 2009) |
| | | | Stérile | 1960/80 et 2007 | (Rykaart et Hockley, 2009) |
| Venus Mine, Yukon | 60°02'N 134°37'O | | Résidu | 1998 | GCB et gravier (Rykaart et Hockley, 2009; Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, 2013) |
| Discovery, TNO | 63°11'N 113°54'O | | Résidu | 1998 | Section basse : 0,15 m de roches fragmentées par dynamitage (diamètre nominal de 25 mm) sur un GCB. |
| | | | | | Section en hauteur : 0,3 m de roches fragmentées par dynamitage (diamètre nominal de 100 mm) sur 0,3 m d'argile silteux. (Rykaart et Hockley, 2009) |
| | | | | | Ostioles formées dans les 2 sections et joints du GCB défaits. Réparation de la section basse après 1 an avec l'ajout de 0,3 m de roches fragmentées par dynamitage (diamètre nominal de 100 mm) Réparation de la section haute en 2004 avec un GCB. |
| Kubaka, Russie | 64°47'N 159°29'E | -2,6°C | Résidu | Après 2002 | Barrière imperméable et thermosyphons (Polymetal International Inc, 2012) |
| Brewery Creek, Yukon | 64°03'N 138°14'O | -4,4 | Stérile | 2010 | Réparation nécessaire après 2 ans en raison d'un mouvement de la crête de la halde (Rykaart et Hockley, 2009) |

Lors de la restauration des sites miniers en régions nordiques, la présence de pergélisol, les conditions climatiques hostiles, la complexité de la logistique et les changements climatiques (CC) sont des défis majeurs (Bussière et Hayley, 2010). De plus, la disponibilité des matériaux ainsi que l'effet des cycles de gel/dégel (G/D) sur ceux-ci sont d'autres facteurs pouvant affecter le choix des technologies de recouvrements (O'Kane Consultants Inc., 2012). Les méthodes considérées pour la restauration des aires d'accumulations des résidus réactifs en climat nordique et énumérées précédemment ne sont pas nécessairement adaptées pour être viables dans ces conditions. Dans les paragraphes qui suivent, on présente quelques défis liés aux différentes approches de restauration lorsqu'elles sont appliquées en climats nordiques.

Le contrôle du DMA par un recouvrement en eau aura pour impact de déstabiliser le régime thermique du pergélisol et générer des instabilités géotechniques par sa fonte (Dagher et al., 2012). Il est à noter que le dépôt de résidus miniers dans les cours d'eau est interdit par la nouvelle réglementation dans plusieurs secteurs. À la fonte des neiges, il n'est pas rare d'observer des infiltrations d'eau à travers des matériaux de types géocomposite bentonitique GCB ou de mélange sol-bentonite (MEND, 2004). La bentonite peut-être sensible aux cycles de G/D (même s'il n'y a pas de consensus à ce sujet) et une perte de performance par l'augmentation de sa conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) est possible (Boulanger-Martel et al., 2015). Les géocomposites bentoniques (GCB) peuvent aussi subir des fissures avec les cycles de G/D et de mouillage/drainage (M/D) (Eigenbrod, 2003; Meiers et al., 2011; Adu-Wusu et Yanful, 2006; Benson et Meer, 2009; Scalia et Benson, 2010). Le soudage des géomembranes de polymères devient difficile à moins de 5°C (Rowe et al., 2004; Brachman, 2011). La formation d'une couche de glace générée par une remontée capillaire dans le matériau sous la géomembrane peut aussi créer des pressions interstitielles susceptibles de causer des instabilités (MEND, 2012). Cette problématique est plus marquée pour des géomembranes inclinées (Hornsey et al., 2010). Plus de détails sur les modes de dégradations des géomembranes sont disponibles dans Kay et al. (2004).

L'ajout d'un recouvrement isolant a quant à lui pour effet de modifier les transferts thermiques et hydriques des résidus réactifs couverts et ainsi d'influencer les vitesses de réaction chimique. Les conditions thermo-hydriques du recouvrement dépendent entre autres du climat local. Ainsi, une variation des températures peut engendrer des changements au niveau de ces régimes. Les résidus

miniers sont susceptibles de s'oxyder à des températures sous le point de congélation (Elberling, 2001; Meldrum et Jamieson, 2001; Elberling, 2005; Ethier, 2011; Coulombe, 2012). Il n'existe pas de consensus cependant sur la température maximale à laquelle doivent être exposés les rejets pour ne pas générer de contaminants. Les conditions particulières de chaque site doivent être étudiées pour faire un design de recouvrement efficace (Coulombe, 2012).

Le recouvrement de type couverture isolante avec effets de barrière capillaire (CIEBC) est une option intéressante qui n'a pas encore été testée dans des conditions réelles (Boulanger-Martel, 2015; Boulanger-Martel et al., 2016, 2018). Cette technique vise à combiner la barrière thermique et la barrière à l'oxygène (CIEBC). Lorsque les températures sont plus élevées, en période estivale, la barrière à l'oxygène contrôlerait la génération du DMA en limitant la migration de l'oxygène à travers la Couche de Rétention d'Eau (CRH). Lorsque les températures sont plus froides, les résidus seraient à des températures faibles qui ne favorisent pas l'oxydation des rejets miniers. De plus, le gel de la CRH diminuerait encore davantage le coefficient de diffusion effectif de l'oxygène à travers la couverture ce qui la rendrait encore plus efficace qu'en été pour contrôler les flux d'oxygène (Nyameogo, 2017). Même si l'approche des CIEBC semble intéressante, son utilisation pour restaurer les aires d'accumulation de résidus réactifs en région nordique mérite de plus amples investigations.

1.4 Contexte et objectifs du projet de recherche

Quatrième producteur mondial de nickel et collaborateur dans ce projet, la minière d'origine suisse, Glencore, dirige la Mine Raglan située à la hauteur du 62^e parallèle au Nunavik, dans le Nord-du-Québec. La propriété minière est composée d'une série de lentilles à forte teneur en nickel qui s'étend sur près de 70 km d'est en ouest dans la fosse d'Ungava. Dans le concentré produit, d'autres minéraux sont également présents tels que le cuivre, le cobalt et des éléments du groupe platine. Sa production de concentré de nickel est estimée à 30 000 t/an nécessitant le traitement d'environ 1,3 Mt/an de minerai. Cela implique que la quantité de rejets de concentrateur générée annuellement par la mine est relativement élevée. De plus, les rejets de concentrateur produits par Mine Raglan contiennent une proportion importante de minéraux sulfureux (entre 10 et 20%) qui en font un résidu avec un fort potentiel de génération d'acide.

Afin de contrôler la réaction d'oxydation qui génère le DMA dans le parc à résidus du site de la Mine Raglan, la méthode de restauration initialement proposée est de type recouvrement isolant qui serait installé progressivement (AMEC, 2002). La propriété minière est localisée sur un pergélisol continu qui s'étend jusqu'à 500 mètres sous la surface du sol (SNC Lavalin, 2012). Par contre, l'applicabilité de ce mode de restauration est limitée par le climat puisqu'il nécessite l'intégration des résidus potentiellement générateurs de DMA dans le pergélisol. Or, au cours des 50 dernières années, une augmentation de température d'environ 3°C à 4°C a été enregistrée au nord du Canada et elle prévoit s'élever encore de 4°C à 7°C dans les prochaines décennies. De plus, l'augmentation des précipitations liquides pourrait diminuer le couvert de neige ce qui rend encore plus vulnérable le pergélisol face aux CC (ACIA, 2004). C'est pour cette raison que les techniques de restauration à appliquer au site de Mine Raglan doivent tenir compte des CC et être plus robustes afin de persister dans le temps.

Puisque le site de la Mine Raglan est situé dans une région où la disponibilité des matériaux naturels à proximité pour la construction des recouvrements des parcs à résidus est rare, cela ajoute à la complexité de la restauration du parc à résidus. De plus, puisque le transport routier vers la Mine Raglan est impraticable, il est impossible de faire livrer des matériaux de construction autrement que par bateau. Cette restriction de transport implique des coûts élevés en ce qui a trait à la livraison de matériel inerte ayant des caractéristiques spécifiques au type de recouvrement choisi, sans oublier la complexité de la logistique. C'est pourquoi la désulfuration environnementale devient attrayante puisqu'elle pourrait être utilisée pour transformer les rejets de concentrateur générateurs de DMA en matériaux de construction pour la restauration minière. Plus précisément, les résidus sulfureux pourraient subir un procédé minéralurgique appelé flottation non sélective pour séparer les minéraux problématiques (les sulfures) des minéraux de gangue. Étant donné les caractéristiques hydrogéotechniques favorables des résidus désulfurés (e.g. Bussière et al. 2004; Bussière, 2007), ils pourraient ultimement être utilisés comme matériaux fins dans une couverture de type CIEBC. Ce type de recouvrement pourrait ainsi contrôler la migration de l'oxygène afin d'éviter l'oxydation des rejets de concentrateur sulfureux (Benzaazoua et al., 2000), tout en maintenant les rejets à une température qui n'est pas favorable à l'oxydation des minéraux sulfureux (Boulanger-Martel, 2005; Boulanger-Martel et al. 2018).

Le présent projet de recherche porte sur la capacité de contrôler le DMA des rejets de concentrateur de Mine Raglan à l'aide d'une CIEBC dont la couche de rétention d'eau (CRH) est composée de résidus désulfurés de Mine Raglan. Les travaux impliquent, entre autres, la production d'un matériel désulfuré directement à l'usine de traitement du minerai, une caractérisation physique, chimique et minéralogique détaillée et des essais en laboratoire. Les essais en colonnes en atmosphère contrôlée permettront de simuler une CIEBC dont la CRH est constituée de rejets de concentrateurs désulfurés provenant de Mine Raglan et d'évaluer son efficacité à contrôler les flux d'oxygène. On pourra également évaluer si les cycles de G/D ont un impact sur la performance de la CIEBC testée. Les résultats de ces travaux auront une application potentielle pour la restauration finale du parc à résidus de la Mine Raglan et peut-être aussi pour d'autres mines installées dans des conditions semblables.

De façon plus générale, l'objectif de cette étude est d'évaluer la performance d'une CIEBC composée de résidus désulfurés comme couche de rétention d'humidité pour contrôler le DMA du parc à résidus de la Mine Raglan. Les objectifs spécifiques au projet de recherche sont les suivants :

- Produire deux types de résidus désulfurés à l'aide d'un procédé de désulfuration et ce, directement à la Mine Raglan;
- Effectuer une caractérisation chimique, physique et minéralogique des matériaux de recouvrement utilisés;
- Évaluer l'effet des cycles de G/D sur les résidus désulfurés;
- Tester l'efficacité des rejets désulfurés lorsqu'utilisés comme couche de rétention d'humidité dans une CIEBC en conditions nordiques (avec cycles de G/D), avec l'emphase sur le mouvement de l'oxygène et le comportement thermique;
- Vérifier que les systèmes de recouvrements testés parviennent à contrôler la contamination de l'eau.

1.5 Contenu et contributions

Ce mémoire est divisé en cinq chapitres distincts. Suite au présent chapitre d'introduction, le chapitre 2 présente une revue de littérature sur les recouvrements de type CEBC (avec emphase sur les cas où des rejets miniers ont été utilisés dans la conception) et les recouvrements isolants puisque la présente étude vise à évaluer la performance d'un recouvrement de type CIEBC. On poursuit avec une présentation des CC anticipés, entre autres pour les régions nordiques, et l'impact que cela pourrait avoir sur les différentes méthodes de restauration.

Au chapitre 3, l'origine, l'échantillonnage et la préparation des échantillons sont d'abord abordés. Ensuite, toutes les méthodes et procédures utilisées pour la production des résidus désulfurés à l'usine de traitement du minerai ainsi que pour la caractérisation des matériaux en laboratoire sont décrites. La modélisation physique à l'aide d'essais en colonne de laboratoire et l'approche expérimentale sont aussi détaillées. Finalement, ce chapitre présente les résultats de la caractérisation des matériaux en laboratoire.

Le chapitre 4 est un article qui a été accepté pour publication dans la revue *Journal of Cleaner Production* en décembre 2017. Cet article résume, en premier lieu, les principaux résultats de la caractérisation physique, chimique et minéralogique des matériaux de recouvrements utilisés dans les CIEBC testées en colonnes. Les propriétés hydrogéologiques et thermiques ainsi que la réactivité des résidus désulfurés y sont aussi présentées. Ensuite, la configuration des colonnes et les tests réalisés sont décrits en détails. Les résultats des différents tests sont présentés de manière à interpréter les comportements hydrogéologiques et thermiques des CIEBC installées dans des conditions froides au laboratoire. Finalement, les détails de calculs de flux d'oxygène sont présentés afin de statuer sur l'efficacité de la CIEBC testée à contrôler la migration de l'oxygène.

La discussion du chapitre 5 aborde des éléments complémentaires à la compréhension de la performance des CIEBC étudiées. Les mesures de teneur en eau volumique et de succion des matériaux de recouvrement obtenues à l'aide des sondes installées dans les colonnes sont d'abord comparées à celles mesurées au démantèlement. Ensuite, une comparaison des concentrations

d'oxygène mesurées dans les colonnes et prédites par une modélisation numérique est réalisée. Finalement, les résultats préliminaires de la qualité chimique des eaux de rinçage récupérées après chaque cycle de mouillage/drainage des colonnes sont discutés dans ce chapitre. Les conclusions et recommandations de ce mémoire sont présentées ensuite au chapitre 6.

La principale contribution scientifique de ce mémoire prend la forme d'un article de revue scientifique sous presse dans la revue *Journal of Cleaner Production*. La référence complète de l'article est présentée ci-dessous.

Lessard, F., Bussière, B., Côté, J., Benzaazoua, M., Boulanger-Martel, V., Marcoux, L. (2017) Integrated environmental management of pyrrhotite tailings at Raglan Mine: Part 2 desulphurized tailings as cover material. Publié dans le *Journal of Cleaner Production*.

De façon plus générale, les retombées du projet de recherche sont les suivantes :

- Les résultats des recherches effectués lors de cette étude pourront servir dans l'amélioration des techniques utilisées pour la restauration du parc à résidus de la Mine Raglan;
- L'étude pourrait également profiter à d'autres exploitations minières en région nordique;
- La validation que des rejets miniers désulfurés peuvent être utilisés dans la restauration de sites miniers en climat nordique devrait rendre cette approche attrayante pour l'industrie minière qui souhaite valoriser au maximum les rejets qu'elle produit;
- Cette étude propose une nouvelle technique (CIEBC) qui permet d'offrir à l'industrie minière une approche de restauration plus robuste par rapport aux CC parce qu'elle combine le contrôle de la température et de la migration de l'oxygène.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE PERTINENTE AU PROJET

Dans ce qui suit, on met l'emphase sur deux types de recouvrement, soit la couverture isolante et la couverture à effet de capillaire (CEBC) puisque dans cette étude, une combinaison de celles-ci est proposée. Ensuite, une revue des sites miniers restaurés qui ont intégrés des résidus miniers comme matériaux de recouvrement est présentée. On rappelle ici que l'étude proposée vise à utiliser des résidus désulfurés comme CRH dans une CIEBC placée en conditions nordiques. On analyse ensuite l'impact des CC sur les méthodes de restauration en région nordique. Dans cette optique, les besoins en recherche pour la restauration de sites miniers situés en conditions nordiques affectés par les CC sont brièvement abordés.

2.1 Principe du recouvrement isolant

En climat nordique, le recouvrement isolant (aussi appelée barrière thermique) est utilisé pour encapsuler des résidus réactifs dans le pergélisol (Holubec, 1993; Dawson et Morin, 1996). Rappelons que le pergélisol est, par définition, un sol dont la température est maintenue égale ou inférieure à 0°C pour deux années consécutives; le pergélisol possède une couche active à sa surface qui subit des cycles de G/D (Muller, 1947; MEND, 2009). Le recouvrement isolant est constituée d'une couche de matériaux non réactifs déposés à la surface du pergélisol afin d'isoler les résidus réactifs des variations de température saisonnière qui pourraient mener au dégel des résidus (e.g. MEND, 1996a, 2004; Meldrum et al., 2001; Coulombe, 2012; Coulombe et al., 2012). Les faibles températures maintenues dans les rejets réduisent considérablement les cinétiques des réactions géochimiques et biochimiques, telle que la réaction d'oxydation des minéraux sulfureux (Gault et al., 2015). De plus, en maintenant l'eau principalement sous sa phase solide dans les résidus, on réduit significativement le mouvement des contaminants vers l'environnement. D'après la littérature, pour qu'une couverture isolante puisse être implantée avec succès, il faut que la température du pergélisol soit inférieure à -2°C et que la température de l'air moyenne soit inférieure à -8°C (MEND, 2004). La figure 2.1 présente un profil thermique typique dans des résidus miniers avec couverture isolante en zone de pergélisol continu. Ce profil thermique montre la température minimale, moyenne et maximale du sol en surface (T_{\min} , T_m , T_{\max}) ainsi que la profondeur de la couche active.

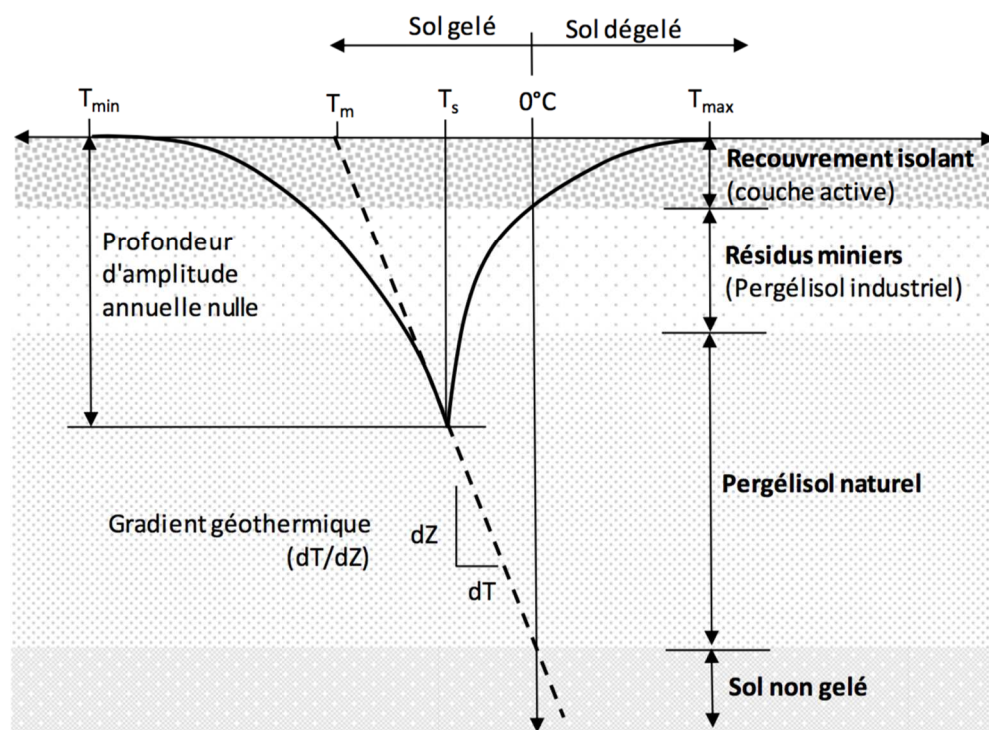


Figure 2.1: Profil de température dans des résidus miniers avec un recouvrement isolant en zone de pergélisol continu (modifié d'Andersland et Ladanyi, 2004)

Pour les sites miniers situés en zone de pergélisol continu, l'installation d'un recouvrement isolant est une option intéressante de restauration des sites miniers générateurs de DMA. Plusieurs paramètres peuvent cependant influencer la performance des recouvrements isolants tels le type de matériau de recouvrement, l'épaisseur du recouvrement, la réactivité des résidus à contrôler, les conditions climatiques actuelles et futures. L'épaisseur du recouvrement devra assurer que les résidus ne soient pas exposés aux cycles de G/D. Ainsi, il est important que la couverture soit suffisamment épaisse afin de contenir entièrement la zone active. L'épaisseur optimale de la couverture est également conçue en fonction de la réactivité des résidus. La température minimale requise pour contrôler l'oxydation des résidus miniers sulfureux n'est pas nécessairement 0°C et est unique pour chaque site minier. Typiquement elle se situerait autour de -2°C et -6°C (e.g. Ahonen et Tuovinen, 1992; Meldrum, 1998; Godwaldt, 2001; Kyhn et Elberling, 2001; Meldrum et al., 2001; Elberling, 2005; Coulombe, 2012).

Les matériaux fins qui ne perdent pas leurs propriétés par l'action des cycles de G/D sont généralement recommandés pour le recouvrement isolant car ils fournissent une bonne isolation une fois saturés; cependant ceux-ci sont souvent indisponibles en région éloignée (MEND, 2009). Des matériaux tels que des stériles miniers ou du sable peuvent être utilisés en remplacement (Arenson et Sego, 2007; Pham et al., 2009; Chi et al., 2012). La figure 2.2, tirée de Coulombe (2012), résume les principaux facteurs qui influencent la performance des recouvrements isolants.

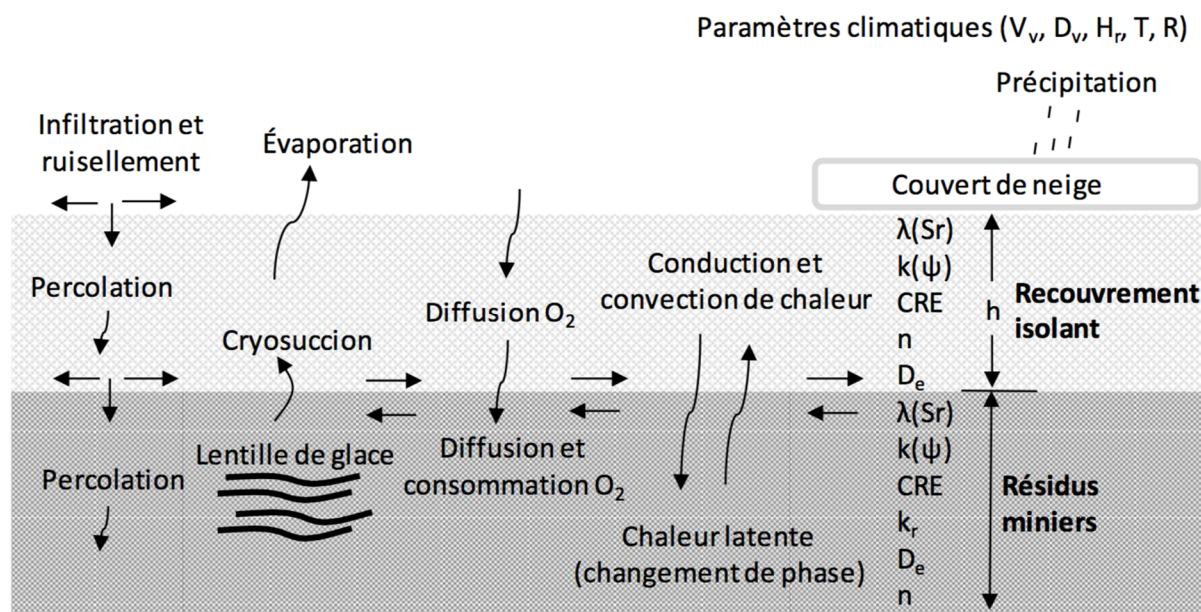


Figure 2.2: Comportement général du système de recouvrement isolant (tirée de Colombe, 2012)

Tel que mentionné au Chapitre 1, plusieurs sites miniers utilisent ou compte utiliser le recouvrement isolant comme méthode de restauration, tels que les mines Rakin Inlet, Diavik, Meadowbank et Raglan (plus de détails dans Meldrum et al., 2001; AMEC, 2002; Holubec, 2004; MEND, 2009; Coulombe, 2012; Robert, 2012; Awoh et al., 2016). Étant donné que la performance du recouvrement isolant est influencée par la température du sol et de l'air, sa pérennité dans le temps a été récemment questionnée dans un contexte de CC. Des modifications à la conception des recouvrements isolants ont récemment été suggérées afin de les rendre plus robuste face aux CC (Boulanger-Martel, 2015; Awoh et al. 2016). Ce sujet sera abordé plus loin.

2.2 Principe de la couverture à effet de barrière capillaire (CEBC)

Un moyen très efficace pour contrôler le DMA consiste à limiter l'apport en oxygène à la réaction d'oxydation des sulfures à l'aide d'une CEBC. Pour ce faire, la CEBC doit maintenir une de ses couches (appelée couche de rétention d'humidité, CRH) à un degré de saturation (S_r) élevé, ce qui réduit les flux d'oxygène de l'atmosphère jusqu'aux résidus miniers. Cette approche de restauration des parcs à résidus miniers s'est avérée très efficace en climat humide (e.g. Bussière et al., 2003, 2006, 2007; Dagenais, 2005; Dagenais et al., 2006). La figure 2.2 représente la configuration typique d'une CEBC constituée de 5 couches distinctes (Aubertin et al., 2002).

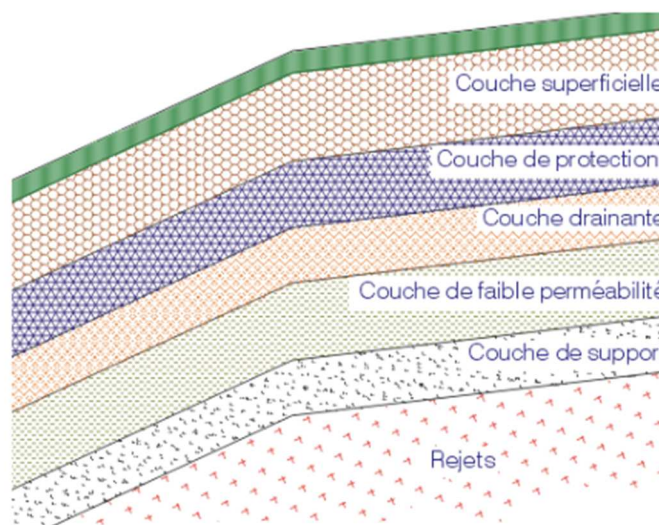


Figure 2.3: Configuration typique d'une CEBC (tirée d'Aubertin et al., 2002)

Étant donné que la génération ainsi que la vitesse de production du DMA sont fonction de la disponibilité de l'oxygène dans les pores des résidus, la diffusion de l'oxygène est un facteur important à considérer dans la performance d'un recouvrement de type CEBC. L'apport (ou le flux) en oxygène de l'atmosphère vers les résidus réactifs dépend principalement de la valeur de S_r de la CRH. La raison de l'utilisation d'un matériau à granulométrie fine et inerte est qu'il est capable de retenir dans ses pores une bonne quantité d'eau dans des conditions climatiques humides, i.e. lorsque les précipitations sont significativement supérieures à l'évapo-transpiration. L'efficacité de cette couche peut être améliorée avec l'ajout de couches à grains plus grossiers (couches de bris capillaire) qui permet le maintien d'un haut degré de saturation grâce au contraste des propriétés hydrogéologiques entre les différents matériaux (e.g. Rasmuson et Eriksson, 1986;

Collin et Rasmuson, 1988; Nicholson et al., 1989; Fayer et al., 1992; Aubertin et al., 1993, 1995; Bussière et al., 2004). On considère habituellement qu'un degré de saturation de la CRH supérieur à 85% permet de réduire suffisamment le flux d'oxygène à travers la CEBC pour empêcher la formation de DMA (e.g. Yanful, 1993; Aubertin et al., 1999). Les principales propriétés hydrogéologiques considérées pour valider que le contraste hydrogéologique est suffisant pour créer des effets de barrière capillaire efficaces sont basées sur la courbe de rétention d'eau (CRE) et la fonction de perméabilité (relation entre la conductivité hydraulique et la succion, $k-\psi$). Selon Morel-Seytoux (1992), plus les CRE sont différentes entre la CRH et la couche de bris de capillaire (ou, dit autrement, plus le contraste hydrogéologique est grand), moins il y aura transfert d'eau. Ce contraste permet de générer l'effet de barrière capillaire recherché dans une CEBC qui permet de maintenir une valeur élevée de S_r dans la CRH et de limiter la migration de l'oxygène atmosphérique vers les résidus problématiques.

La diffusion de l'oxygène dans les pores remplis d'eau est significativement plus lente que dans les pores remplis d'air. Ainsi, l'insertion d'une couche à fort potentiel de rétention d'eau dans la CEBC réduit considérablement le flux d'oxygène en raison de la faible solubilité de l'oxygène dans l'eau (Nicholson et al., 1989; Yanful, 1993; Mbonimpa et al., 2003, 2008, 2011; Aachib et al., 2004; Gosselin et al., 2007). À partir de calculs empiriques basés sur le transport diffusif et la consommation en oxygène (calculs qui ont été validés par des mesures réelles en laboratoire et sur le terrain), il est possible de dire que l'utilisation d'une CEBC bien conçue peut réduire jusqu'à quatre ordres de grandeur le flux d'oxygène et la génération de DMA (Mbonimpa et al., 2003). Il est également bon de noter qu'on retrouve dans la littérature certaines valeurs minimales (ou critères cibles) de flux d'oxygène à atteindre pour contrôler le DMA; la valeur maximale la plus fréquemment proposée est d'environ à 5×10^{-3} mol/m²/jour ou 2 moles/m²/an (e.g. Bussière, 1999; Nastev et Aubertin, 2000; Dagenais, 2005).

Les matériaux utiles pour la conception du recouvrement de type CEBC sont des matériaux naturels de type sable et gravier pour les couches de bris capillaire et silt et argile à faible plasticité pour la CRH (Aubertin et al. 1995). Cependant, la grande quantité de matériaux naturels essentiels à la construction d'une CEBC entraîne des coûts importants et requiert l'exploitation de bancs d'emprunts (augmentation de l'empreinte écologique) qui devront être restaurés à leur tour. C'est

pourquoi des matériaux miniers sont de plus en plus proposés comme composantes des recouvrements de type CEBC; les stériles miniers (tamisés ou concassés) ont un bon potentiel pour être utilisés comme couches de bris capillaire (Pabst, 2011; Kalonji, 2016; Kalonji et al., 2017) alors que les résidus miniers à faibles teneurs en sulfure sont des matériaux intéressants pour la CRH (Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 1995, 2004, 2007). Si des résidus miniers naturellement faibles en sulfures ne sont pas disponibles à proximité, l'utilisation de résidus désulfurés devient une solution intéressante. La désulfuration environnementale est un procédé qui permet de séparer la portion problématique des résidus minier (les sulfures) par un procédé de concentration et de séparation minéralurgiques (Benzaazoua et al., 1998, 1999, 2000; Bussière et al., 1998, 2002, 2004; Mermillod-Blondin, 2005). Ainsi, la portion non génératrice de DMA générée durant le processus de désulfuration peut être utilisée comme CRH dans un CEBC (Bussière et al., 1995, 1998, 2004). De plus, la présence de sulfures résiduels dans la CRH peut améliorer l'efficacité de la CEBC à réduire les flux d'oxygène vers les résidus réactifs par la consommation de l'oxygène (Mbonimpa et al., 2003; Bussière et al., 2004; Demers, 2008). Mais, il est essentiel de vérifier pour chaque cas que le matériel désulfuré utilisé demeure non générateur de contaminants en effectuant divers tests cinétiques.

Finalement, il est important de souligner que les CEBC n'ont toujours pas été appliquées à grande échelle en climat nordique. Ce type de recouvrement est présentement à l'étude en cellule expérimentale de terrain au site de la mine Raglan.

2.3 Études utilisant des résidus miniers comme matériaux de recouvrement des parcs à résidus

Tel que mentionné précédemment, plusieurs matériaux d'origine naturelle peuvent être utilisés pour la construction de recouvrements, mais pour des raisons d'accessibilité et de coûts, l'emploi de rejets de concentrateur non générateurs de contaminants dans la CRH peut être une solution alternative attrayante. Dans la section qui suit, il sera question de trois anciens sites miniers qui ont utilisés en conditions tempérées des résidus miniers dans des recouvrements visant à contrôler le DMA : Les Terrains Aurifères (LTA), Manitou et Detour Lake.

2.3.1 Le site LTA

Ancienne propriété de Barrick Gold Corporation, le site minier LTA est située dans les comtés de Fournières et Dubuisson, à environ 8,5 km au sud-est de la ville de Malartic en Abitibi-Témiscamingue. Il est limité par le parc à résidus miniers de l'ancienne mine Malartic Goldfield à l'est et par une sablière et gravière à l'ouest (propriétés du Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles du Québec: MERN). Le site contient deux types de résidus sur une superficie d'environ 65 hectares (Golder Associés, 1999). Environ 10 Mt de résidus non générateurs de DMA (potentiel de net de neutralisation : $PNN=93 \text{ kg CaCO}_3/\text{t}$; contient 10% de calcite) provenant de l'exploitation de la mine Malartic Goldfield (1930-1965) ont d'abord été empilés sur une épaisseur de 5 m sur la totalité du site (Hamdi, 2011). Par la suite, en 1977, environ 8 Mt de résidus LTA potentiellement générateurs d'acide ont été entreposés sur la moitié du site (épaisseur d'environ 7 m). Ces résidus LTA contiennent principalement de la pyrite à environ 6% et ont un PNN de $-159 \text{ kg CaCO}_3/\text{t}$ (Hamdi, 2011). Le dépôt de résidus est ceinturé au nord, à l'est et à l'ouest par des digues de confinement d'une hauteur maximale de 15 m, construites avec des résidus LTA. La topographie naturelle limite le site au sud. Le site est composé d'une surface horizontale qui représente environ 80 à 85% de la superficie total alors qu'environ 15 à 20% sont des surfaces inclinées (digues). La figure 2.4 montre le site LTA avant sa restauration.



Figure 2.4: Vue d'ensemble du site LTA avant sa restauration (Golder Associés, 1999)

Pour la restauration du site, plusieurs études de modélisation hydrogéologiques et géochimiques ont été réalisées (SENES, 1995; McMullen et al., 1997; Ricard et al., 1997b, 1997c). Suite à ces études, le concept de restauration retenue est la CEBC qui vise à contrôler les flux d'oxygène vers les résidus réactifs (e.g. Aubertin et al., 1995; Bussière, 1999; Bussière et al., 2003; Mbonimpa et al., 2003). La modélisation géochimique a recommandé une valeur de S_r de la CRH supérieure à 85% et un coefficient de diffusion effectif inférieur à $10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$ afin de réduire la diffusion de l'oxygène ainsi que la génération de DMA à long terme (SENES, 1995). Pour une couverture d'épaisseur de 0,8 m et en considérant une consommation rapide de l'oxygène par les résidus LTA (concentration en oxygène à la surface $C_0=280 \text{ g/m}^3$ et nulle à la base du modèle), le flux d'oxygène serait de l'ordre de $110 \text{ g/m}^2/\text{an}$.

Les travaux de restauration au site LTA ont été réalisés en 1995 et 1996. Il est le premier site au Canada à avoir été restauré avec une CEBC et à être suivi avec un programme de surveillance en continu (Ricard et al., 1997b, 1997c). La valorisation de matériaux miniers (résidus Non Potentiellement Générateur de d'Acide: NPGA) dans la CRH (proposé initialement par Aubertin et Chapuis, 1991) est aussi une première dans le monde de la restauration minière (McMullen et al., 1997; Bussière et al., 2006). L'avantage d'utiliser des résidus faiblement réactifs mais NPGA est qu'une partie de l'oxygène qui diffuse à travers le recouvrement est consommée par les sulfures résiduels, ce qui est bénéfique pour la performance de la CEBC (Bussière et al. 2004).

La CEBC du site LTA est composée des trois couches suivantes:

- une couche de support de 0,5 m et constituée de sable;
- une couche de 0,8 m de résidus NPGA prélevés à proximité du site et servant de couche de rétention d'humidité;
- une couche drainante et protectrice (contre l'altération, bio-intrusions, etc.) de 0,3 m et composée de sable et gravier.

Il faut noter que pour la digue ouest, une portion du recouvrement est constituée d'un silt naturel comme CRH au lieu des résidus NPGA. L'objectif ici était d'utiliser un matériau légèrement plus fin ayant une meilleure rétention d'eau afin d'éviter une désaturation causée par l'effet de pente.

L'instrumentation installée sur le site a permis une surveillance permanente du comportement hydrogéologique de la CEBC et ce, durant la période 1996-2011. Les principaux paramètres mesurés sur le terrain ont été la teneur en eau volumique et la succion matricielle dans les différentes couches du recouvrement ainsi que les flux d'oxygène mesurés par la technique de l'essai de consommation d'oxygène. L'analyse des résultats répertoriés montre que la CEBC est un moyen efficace pour contrôler le DMA au site LTA (Bussière et al., 2006). En effet, le degré de saturation de la CRH se situe à des valeurs supérieures à 85%, ce qui permet de réduire efficacement la migration de l'oxygène. Ces résultats permettent d'affirmer que les résidus non générateurs d'acide ont les propriétés hydrogéotechniques nécessaires pour être utilisées dans la CRH et ainsi former la barrière à l'oxygène. Toutefois, la teneur en eau volumique est plus difficilement maintenue au niveau souhaité dans le haut des zones inclinées de la CEBC lors de périodes sans précipitation. Bien qu'il y ait une légère désaturation temporaire, on considère que ce phénomène n'affecte pas l'efficacité globale du système multicouche (Bussière et al., 2006). De plus, l'étude de Bussière et al. (2006) expose l'importance de considérer la zone plate et inclinée de la CEBC individuellement étant donné que la géométrie a une influence sur la capacité de celle-ci à limiter la migration de l'oxygène.

Une étude plus approfondie de la migration de l'oxygène à travers la CEBC du site LTA a été réalisée à l'aide de mesures du profil vertical de concentration d'oxygène en 2007 (Hamdi, 2011). Une mesure ponctuelle des teneurs en eau volumique a également été réalisée en parallèle. Au bout de trois ans d'investigation, les résultats indiquent que les concentrations d'oxygène à la base de la CEBC sont très faibles voire nulles par endroits confirmant l'hypothèse de faibles concentrations sous la CEBC (oxygène présente consommée par les résidus LTA). À partir du suivi des profils de teneur en eau volumique et de concentration d'oxygène mené en 2007, diverses modélisations de la migration de l'oxygène ont été réalisées avec le code VADOSE/W dans le but d'évaluer l'efficacité de la CEBC à limiter la migration de l'oxygène. Les flux obtenus sur une période de 240 jours (période sans gel durant une année) sont inférieurs au flux de conception de la CEBC

(environ 110 g/m²/an) pour des conditions atmosphériques naturelles de 2007 et pour des périodes sans recharge de 2 mois (Hamdi, 2011).

En résumé, les études réalisées au site LTA confirment que la CEBC construite, dont la CRH est constituée de résidus miniers NPGA, est efficace pour contrôler la migration de l'oxygène et le DMA; on peut dire que la performance moyenne observée depuis la construction dépasse même les attentes initiales. La poursuite de travaux de suivi est importante afin de préciser certains éléments tels que la désaturation dans le temps, la persistance de la consommation d'oxygène et l'impact des cycles climatiques sur la performance de la CRH à contrôler la migration d'oxygène.

2.3.2 Le site Manitou

Localisé à l'ouest de la ville de Val-d'Or au Québec, le site minier abandonné Manitou est devenu en 2002 la propriété du MERN. L'exploitation d'un gisement aurifère entre 1942 et 1979 a généré 11 Mt de résidus miniers fortement générateurs d'acide entreposés sur ce site sans confinement. Ces résidus couvrent une superficie d'environ 191 hectares dont une partie est maintenant restaurée (Aubertin et al., 1999; Bussière et al., 2011; Drouin et al., 2017). Les techniques de restauration choisies pour restaurer ce site sont : une nappe surélevée avec recouvrement monocouche constituée de rejets NPGA provenant de la mine Goldex (pour la majeure partie du site) et éventuellement une CEBC dont la CRH serait constituée des résidus Goldex (sur une petite portion du site; Demers et al., 2013); ce choix découle d'une série d'études sur le sujet (Aubertin et Chapuis, 1990; Aubertin et Bussière, 1991; Aubertin et al., 1995, 1999; Bernier, 1997; Tassé et Germain, 1999, 2003; Journeaux Bédard & Assoc. Inc., 2004, 2005, 2007; Bussière et al., 2011; Pabst, 2011; Ethier et al., 2012, 2013; Demers et al., 2013; Maqsoud et al., 2017).

Les premiers travaux de recherche en laboratoire visant à évaluer l'option d'utiliser des résidus dans une CEBC pour contrôler le DMA des résidus Manitou ont été réalisés dans les années 1990 (Aubertin et al., 1995, 1999; Aachib, 1997; Joanes, 1999). Les recouvrements testés en colonne se sont montrés efficaces à contrôler le DMA. Cinq de ces recouvrements ont ensuite été reproduits à plus grande échelle sous forme de cellules expérimentales sur le site Manitou (Aubertin et al., 1999; Bussière, 1999; Bussière et al., 2007). Ces cellules de terrains ont également réussi à contrôler le

DMA: les eaux d'exfiltrations avaient un pH neutre et des concentrations en SO_4 et métaux (Fe, Zn, Cu, Al) inférieurs de plusieurs ordres de grandeur comparativement à la cellule témoin. De plus, une simulation des transports réactifs réalisés par Molson et al. (2008) sur chacune des cellules expérimentales a montré qu'elles étaient performantes à limiter la migration de l'oxygène vers les résidus Manitou à court et long terme (100 ans).

En 2008, un suivi hydrogéologique à l'aide de piézomètres a été mis en place pour comprendre le comportement hydrogéologique du site suite à la déposition de résidus Goldex. Une élévation du niveau phréatique est observée pour la plupart des piézomètres sauf pour ceux installés dans le parc A. Pour cette section du site Manitou, des simulations hydrogéologiques ont été réalisées en régime transitoire avec le logiciel MODFLOW et HydroGeoSphere pour plusieurs scénarios de déposition incluant une variation du niveau de la nappe phréatique jusqu'à la restauration finale du site Manitou (Broda et al., 2014; Julien et al., 2017). L'ensemble des modélisations montre qu'à l'exception d'une petite zone du Parc A, la nappe phréatique devrait être au-dessus ou à l'interface entre les résidus Goldex et Manitou.

Des essais en colonnes ont ensuite été effectués afin d'évaluer les conditions qui permettraient de contrôler le DMA au site Manitou. Les colonnes ont évalué l'influence de différents paramètres tels que le niveau phréatique, l'épaisseur du recouvrement, le type de résidus Manitou, l'ajout d'un amendement alcalin dans des scénarios de recouvrement monocouche. À noter qu'un scénario de recouvrement multicouche a également été testé. Les résultats ont permis de constater que la performance de la CEBC à contrôler le drainage minier contaminé était plus rapide que par la technique du recouvrement monocouche avec nappe surélevée (Bussière et al., 2008, 2009, 2011, 2012). Effectivement, pour atteindre une qualité d'eau similaire à celle de la CEBC, il a fallu presque un an avec une nappe surélevée et une couverture de 1m de résidus Goldex (Bussière et al., 2012; Demers et al., 2013). Cependant, après un an, les performances étaient équivalentes. Basé sur ces observations, il a été décidé de sélectionner le scénario nappe phréatique surélevée avec recouvrement monocouche pour les secteurs où la nappe phréatique est au minimum à l'interface et de sélectionner la CEBC pour le Parc A où la nappe est sous l'interface (Drouin, 2017).

Ainsi, au site Manitou, la technique de la nappe surélevée a été appliquée aux zones de faible

élévation où la nappe phréatique est près de la surface (Parc 3, Parc 2 et une portion importante du Parc 1; voir figure 2.4). Dans ces zones, l'objectif est de maintenir la nappe phréatique à l'interface entre les résidus réactifs et le recouvrement et à recouvrir les résidus Manitou de rejets de concentrateur NPGA de la Mine Goldex. Aux parcs 2 et 3, une couche d'environ 1 à 2 m d'épaisseur de ces rejets NPGA a été déposée sous forme de pulpe à 50% solide. Grâce à l'ajout de cette couche, il a été possible de réduire les flux d'oxygène de la surface vers les résidus Manitou à des valeurs inférieures aux critères habituels de 5×10^{-3} mole/m²/jour, ce qui confirme que des résidus miniers ayant de bonnes propriétés géochimiques et hydrogéologiques peuvent être utilisés comme matériaux de recouvrement pour contrôler le DMA (voir Ethier et al., 2012, 2013 et Ethier, 2017 pour plus de détails). Une CEBC est prévue sur une portion du parc A puisqu'il a été démontré au laboratoire et à l'aide de modélisations hydrogéologiques (Leblanc, Y., 2010; Bussière et al., 2011; Pabst, 2011; Drouin et al., 2017; Julien et al., 2017; Pabst et al., 2017) qu'un recouvrement monocouche fait de résidus Goldex n'arriverait pas à contrôler le DMA des résidus Manitou dans les zones où le niveau phréatique est à plus de 1 m de l'interface. Des modélisations numériques récentes réalisées à l'aide de MODFLOW montrent qu'avec la déposition des résidus Goldex, la nappe phréatique n'atteindra pas l'interface pour une portion d'environ 20 ha du parc A (Julien et al. 2017). Il a été estimé qu'environ 25 Mt de rejets Goldex seront nécessaires pour la construction des recouvrements sur les résidus réactifs Manitou (Cyr, 2007).

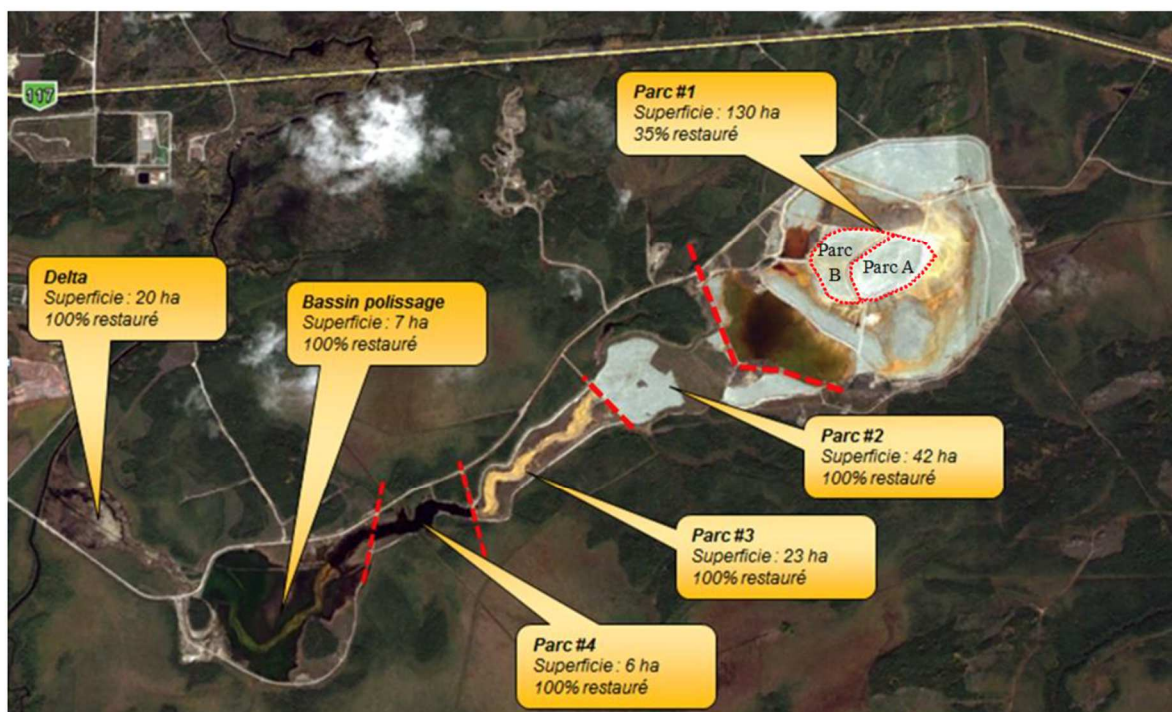


Figure 2.5 : Localisation des zones de restauration du site Manitou (Agnico Eagle, photo 2013 et données 2017)

2.3.3 Le site Detour Lake

Les travaux de Dobchuk et al. (2013) présentent une évaluation préliminaire d'une couverture monocouche faite de résidus désulfurés installée à la mine Detour Lake entre 1998 et 1999 (voir figure 2.6). Ce site minier est localisé à 290 km au nord-est de Timmis, en Ontario, et a été exploité par Placer Dome Inc. de 1983 à 1999. Le parc à résidus couvre une superficie de 300 hectares incluant 15 millions de tonnes de résidus sulfureux déposés sous forme de pulpe et retenue par une digue étanche. La méthode de restauration initiale du parc à résidus était de contrôler le DMA avec un recouvrement en eau. Cependant, l'épaisseur d'eau était insuffisante ou inexistante en périphérie de la digue de retenue ce qui engendrait des réactions d'oxydation des résidus sulfureux. C'est dans cette portion, où les résidus sulfureux étaient exposés à l'air ambiant, que la couverture monocouche désulfurée à l'étude a été installée. La conception de la couverture consistait à placer une couche de matériau à grains fins sur un matériau plus grossier afin de générer l'effet de barrière capillaire et ainsi contrôler la diffusion de l'oxygène et les infiltrations d'eau. Par conséquent, ce

type de couverture nécessite un grand volume de matériaux ayant des propriétés spécifiques. L'utilisation d'un matériau de recouvrement désulfuré était une alternative intéressante (technique et économique) pour un site éloigné tel que celui de la mine Detour Lake qui éviterait des demandes d'autorisation supplémentaires pour l'excavation de sols d'emprunt.

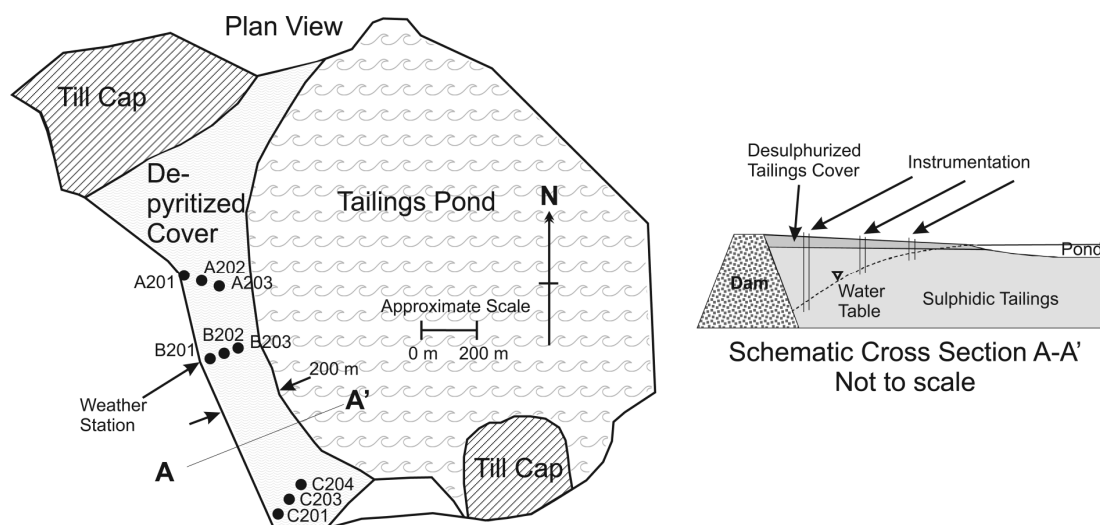


Figure 2.6 : Vue en plan et coupe schématique du parc à résidus de la mine Detour Lake (Dobchuk et al., 2013)

Les résidus problématiques à recouvrir ont une teneur en soufre entre 1% et 2,5% et un PNN entre -5 et -75 kg CaCO_3/t , ce qui indique un résidu potentiellement générateur de DMA. La couverture monocouche a été mise en place à l'aide d'une déposition en bout de tuyau de résidus désulfurés produits par une usine pilote de désulfuration. Le critère de conception visé pour la teneur en soufre de la couverture désulfurée était une concentration inférieure à 1%. L'épaisseur du recouvrement tel que construit varie de 1 m à 1,5 m. Le principal minéral sulfuré identifié par l'analyse DRX et l'analyse minéralogique est la pyrite. Les échantillons de résidus utilisés comme matériau de recouvrement ont été classés en trois groupes distincts : ($\text{PNN} > 5 \text{ kg } \text{CaCO}_3/\text{t}$); ($5 < \text{PNN} < 15 \text{ kg } \text{CaCO}_3/\text{t}$); et ($\text{PNN} < -15 \text{ kg } \text{CaCO}_3/\text{t}$).

L'observation de carottes de forages lors de l'installation de l'instrumentation en 2000 a permis de distinguer une alternance de couches de particules fines (silt/argile) et plus grossières (sable) dans la stratigraphie. Cette hétérogénéité dans la couverture était probablement due à la ségrégation des résidus désulfurés engendrée par la méthode de déposition. Cette différence granulométrique se

reflète dans les analyses de la CRH. Les valeurs d'entrées d'air des résidus désulfurés étaient plus faibles (6, 10, 20 kPa) que celles des résidus sulfureux (8, 50, 50 kPa). La conception prévoyait plutôt que la couverture soit constituée de matériaux plus fins que les résidus sulfurés sous-jacents. La densité des grains des résidus désulfurés était de $2,87 \text{ g/cm}^3$ et $2,91 \text{ g/cm}^3$. La porosité des échantillons de carotte prélevés variait entre 0,47 et 0,58; en profondeur, la consolidation des résidus entraîne des valeurs de porosité plus faibles. Les valeurs de k_{sat} mesurées, entre $2 \times 10^{-6} \text{ m/s}$ et $1 \times 10^{-7} \text{ m/s}$, correspondent typiquement à des résidus de mines de roches dures (Bussière, 2007). Le coefficient de diffusion effectif et le coefficient de vitesse de réaction obtenus étaient respectivement $1,9 \times 10^{-8} \text{ m}^2/\text{s}$ et 10/an ($S_r = 82,4\%$, $n = 0,43$ et $\theta_{\text{eq}} = 0,089$) à l'aide d'un test en cellule de diffusion consommation composé de deux chambres tel que présenté dans Aubertin et al. (2000), Aubertin et Mbonimpa (2001) et Mbonimpa et al. (2003); ces valeurs concordent bien avec celles mesurées en laboratoire. L'interprétation des tests de laboratoire a été réalisée avec le logiciel numérique POLLUTEv6 (Mbonimpa et al., 2003; Rowe et al., 1994). Le programme MatLab (MathWorks Inc. 1997) a été utilisé pour quantifier la diffusion de l'oxygène en résolvant une formulation d'équation par différence finie.

La figure 2.7 présente quatre configurations unidimensionnelles qui ont été définies pour prédire les profils transitoires du degré de saturation à travers la couverture monocouche désulfurée et les résidus sulfureux dans le logiciel numérique *SoilCover*. L'épaisseur moyenne de la couverture désulfurée a été fixée à 1,8 m. La nappe phréatique a été considérée à 1 m et 4 m de profondeur pour représenter la gamme de valeurs enregistrées de la digue jusqu'à l'étang. Pour les cas de base, la nappe phréatique a été fixée à 2,2 m, soit la même profondeur de 4 m ciblée pour les autres profils à partir de la surface de la couverture. Trois années météorologiques représentatives ont été développées pour évaluer le degré de saturation de la couverture sur un horizon de 50 ans dans des conditions variables basées sur les données de précipitations mesurées à Detour Lake en 2000 et d'Environnement Canada pour Timmins, Ontario, de 1972 et 1961. Chaque modélisation a duré 208 jours, à savoir la durée de la saison estivale où la température est la plus élevée (représente le pire cas). Afin d'évaluer l'effet de l'oxydation des sulfures résiduels de la couverture, les simulations ont été réalisées avec et sans sulfures lors de la modélisation de la diffusion et de la consommation d'oxygène. La diffusion de l'oxygène a été évaluée à la base de la couverture monocouche. Les conditions limites constantes imposées étaient 21% d'oxygène à la surface et 0%

d'oxygène à la base du profil modélisé. Les teneurs en sulfures (résidus fins ou grossiers) ont été respectivement fixées à 0,46% et 2% pour les résidus désulfurés et sulfureux. Les flux d'oxygène ont été mesurés au dernier jour du cycle de 208 jours pour les profils ayant atteint un régime permanent. Pour les autres profils, où aucun état stable n'a été atteint, une moyenne annuelle pondérée dans le temps a été calculée sur l'année de modélisation complète (208 jours).

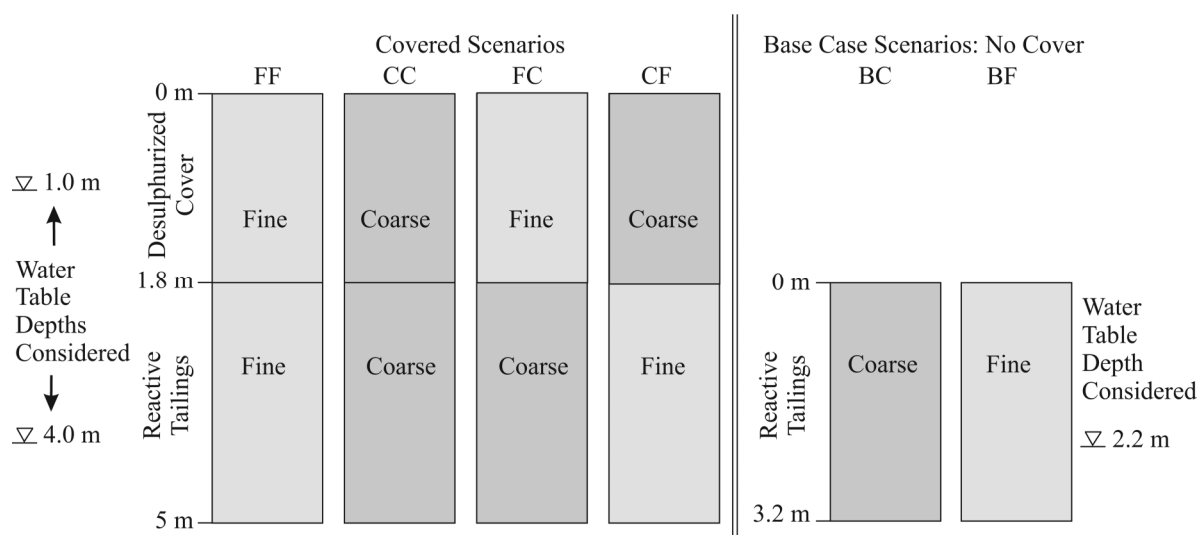


Figure 2.7 : Profil représentatif du terrain pour la modélisation numérique (Dobchuk et al., 2013)

Les résultats des modélisations montrent que la taille des grains a une influence non négligeable sur la pénétration de l'oxygène dans les résidus pour les cas de bases (modèles BC et BF) en raison des profils de saturation différents. Le flux d'oxygène calculé à la surface des résidus grossiers était de $5,05 \text{ kg/m}^2/\text{an}$. Quant au profil BF, il est resté saturé au-dessus de 85% à des profondeurs inférieures à 0,12 m. Le flux d'oxygène calculé à la surface des résidus fins était de $0,49 \text{ kg/m}^2/\text{an}$.

Le profil de couverture homogène à grains fins sur résidus sulfureux fins (FF) était désaturé à la surface (inférieur à 0,12 m de profondeur) et les flux d'oxygène à l'interface étaient négligeables ($0,45 \text{ kg/m}^2/\text{an}$). Le flux d'oxygène est inférieur à celui du profil BF ($0,49 \text{ kg/m}^2/\text{an}$) en raison d'un K_r plus faible pour les résidus fins désulfurés de la couverture ($K_r=44/\text{an}$) comparativement à celui des résidus fins sulfureux ($K_r=141/\text{an}$). Le profil homogène des résidus désulfurés grossiers (CC) sur des résidus sulfureux grossiers complètement saturés lorsque le niveau de la nappe phréatique était à 1 m entraîne un léger flux d'oxygène ($0,30 \text{ kg/m}^2/\text{an}$). Lorsque la nappe phréatique était à 4

m, le flux d'oxygène était égal à la concentration en oxygène atmosphérique jusqu'à 3 m de profondeur et ce, jusqu'au jour 208. Le flux d'oxygène à l'interface des résidus était de 2,50 kg/m²/an, soit deux fois moins élevé que celui mesuré dans le profil témoin BC (5,05 kg/m²/an) pour une même profondeur de la nappe. Le profil FC présente les conditions parfaites pour générer un effet de barrière capillaire optimal en supposant une granulométrie homogène. Cependant, il est clair que ce type de système n'est pas présent dans la couverture du site de Detour Lake vu la taille des grains observés pendant les travaux de terrain. Pour une nappe phréatique à 1 m, le degré de saturation est resté très proche de 100% ce qui a engendré un flux d'oxygène d'interface négligeable inférieur à 10⁻⁴ kg/m²/an. Avec la nappe phréatique à 4 m, le degré de saturation de la couverture de résidus fins désulfurés s'abaissait légèrement en dessous de 85% en période sèche. Cette situation pourrait être corrigée simplement en ajoutant une couche de matériaux grossiers au-dessus de la couverture afin d'empêcher l'évaporation (Dagenais et al., 2006). Lorsqu'il y a épuisement de l'oxydation des sulfures résiduels, le flux d'oxygène vers les résidus sulfureux grossiers était de 0,26 kg/m²/an. La couverture fine permet une réduction du flux d'oxygène d'interface supplémentaire au recouvrement grossiers (CC) de 5% par rapport au cas de base (BC). Le flux d'oxygène de surface (6,92 kg/m²/an) de la couverture fine était quant à lui plus élevé en raison de son $K_f=44$ /an. Une grande partie du flux d'oxygène était donc consommée par les sulfures résiduels de la couverture. Le degré de saturation du profil CF est resté inférieur à 60% tout au long de la simulation. Cependant, cette simulation a montré que ce type de profil limite l'oxydation des résidus fins sous-jacents pour toutes les années climatiques, avec ou sans consommation dans la couverture, car les résidus fins étaient toujours saturés (flux d'O₂ à l'interface < 10⁻⁴ kg/m²/an). Lorsque la nappe phréatique est à 1 m, une légère consommation d'oxygène de 0,49 kg/m²/an apparaît dans la portion non saturée de la couverture. La concentration en oxygène de la couverture est proche de 21% quand le niveau de la nappe phréatique est à 4 m et qu'il n'y a aucune consommation. Les résidus sulfureux sont quant à eux saturés et donc le flux d'oxygène est très faible, soit inférieur à 10⁻⁴ kg/m²/an. La concentration d'oxygène diminue jusqu'à 14% à la surface des résidus sulfureux fins lorsque la consommation est impliquée. Pour ce cas, le flux de surface varie entre 1,71 kg/m²/an et 1,78 kg/m²/an selon les événements de précipitation pour toutes les années climatiques simulées.

Les modélisations effectuées montrent que le meilleur moyen de contrôler la migration de

l'oxygène à la mine Detour Lake est de contrôler le niveau de la nappe phréatique. Le maintien d'une nappe phréatique élevée dans la couverture monocouche désulfurée assurerait une oxydation négligeable des résidus réactifs. Ces résultats concordent bien avec d'autres études récentes sur l'utilisation d'une monocouche avec une nappe phréatique élevée (Demers et al., 2008; Ouangrawa et al., 2009; Cosset et Aubertin, 2010, Pabst et al., 2011). La valeur d'entrée d'air des résidus de la couverture était aussi un élément de contrôle important. Même si les résidus fins ont un K_r plus élevé en raison de leurs plus grandes surfaces d'exposition, le taux de réaction réel est plus faible puisque leur valeur d'entrée d'air est plus élevée. Deux options de restauration ont été suggérées selon la position de la nappe: a) ajouter une couche protectrice de matériaux grossiers si le niveau de la nappe phréatique est bas dans la couverture désulfurée ou b) utiliser une couverture de résidus désulfurés grossiers si l'on peut maintenir un niveau élevé de la nappe phréatique dans les résidus réactifs. La répartition spatiale des résidus fins et grossiers dans le parc à résidus pourrait aussi être améliorée en modifiant la stratégie de décharge des résidus.

Finalement, il est important de souligner que l'influence que pourrait avoir les CC sur la performance des modes de restauration installés sur ces trois sites a été peu (Manitou) ou pas abordée (LTA, Detour Lake). Cependant, dans le contexte où les modes de restauration doivent être efficaces pour des centaines d'années, cet aspect doit dorénavant être intégré dans les analyses de conception et une priorité devrait être donnée aux méthodes les plus robustes par rapport aux CC et ce, pour tous les types de climat. On aborde donc les CC et leurs impacts sur la restauration minière dans les prochaines sections.

2.4 Changement climatiques et impacts potentiels sur la restauration des sites miniers

Depuis 1950, le réchauffement du système climatique mondial est sans précédent. L'atmosphère et les océans se sont réchauffés, les quantités de neige et de glace ont diminuées et le niveau de la mer a augmenté (IPCC, 2014). Les chapitres qui suivent expliquent en quoi les changements climatiques pourraient affecter la performance des méthodes de restauration en condition nordique et comment adapter ces techniques pour ces nouvelles conditions.

2.4.1 Mise en contexte de la problématique

Les CC désignent une variation de l'état du climat qui peut être identifiée par des changements affectant la moyenne et/ou la variabilité de ses propriétés persistant pendant de longues périodes, généralement des décennies ou plus (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat : GIEC). La prévision du réchauffement climatique dans les régions nordiques canadiennes est bien documentée dans la littérature par plusieurs études scientifiques, surtout en ce qui concerne la stabilité des ouvrages sur le pergélisol (e.g. Auld and Maciver, 2007; Auld et al., 2007; Allard et al., 2008). Certaines informations tirées de ces études sont applicables au secteur minier.

Dans la plupart des cas, le réchauffement climatique peut agir comme accélérateur ou catalyseur des dommages aux infrastructures associés au dégel du pergélisol (Instanes, 2004). En effet, une augmentation des températures moyennes, la fonte du pergélisol, une zone active plus importante et un pergélisol non continu plus important peuvent entraîner diverses instabilités géotechniques et géomécaniques. Des infrastructures telles que les ouvrages de stockage de rejets solides ou liquides contaminés (parc à résidus) produit par des exploitations minières situées en région nordique sont particulièrement vulnérables aux CC. Ces ouvrages sont en constante interaction avec le milieu naturel environnant et doivent perdurer dans le temps pour éviter la dispersion des contaminants dans l'environnement, et ce même après la cessation des opérations minières (URSTM, 2017). Une série de consultations auprès d'intervenants du secteur minier et l'interprétation de rapports et documents scientifiques a permis d'évaluer qualitativement la vulnérabilité du secteur minier face aux CC (URSTM, 2017). Cette étude a également permis d'identifier certaines stratégies d'adaptation pour contrer les effets des CC spécifiquement pour le secteur minier. Une part significative des vulnérabilités se situerait à l'étape de la fermeture et de la post-fermeture de la mine (URSTM, 2017). Pour cette raison, il est nécessaire de poursuivre les recherches afin d'adapter les techniques de restauration pour qu'elles continuent d'être efficaces à long terme sans une augmentation trop importante des coûts de mise en place (Pearce et al., 2009).

Avec l'épuisement des ressources minérales du sud, les opérations minières seront de plus en plus amenées à s'installer dans des zones isolées au nord, où le climat est hostile et encore plus sensible aux CC. Ainsi, les CC doivent être intégrés à la culture de gestion de risques (ICMM, 2013). Dans

un contexte de CC, une étude menée par le Programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier (MEND) a évalué qu'il y a une augmentation significative du risque de DMA en période de fermeture. Cette étude a aussi démontré qu'une planification du concept de la restauration plus tôt dans la vie d'une mine permettrait d'optimiser la technique pour la rendre plus efficace avec le temps et diminuer les coûts (Stratos and Consulting, 2001). Étant donné le fort intérêt pour les ressources minérales situées en climat nordique, des études spécifiques sur la gestion de risques des infrastructures de confinement des résidus miniers ont été menées dans le cadre du programme de l'initiative de collaboration pour l'adaptation régionale (ICAR) de Ressources naturelles Canada au Nunavut. Certaines de ces études proposent de bonnes pratiques pour minimiser les impacts des CC (IMG-Golder, 2012a; IMG-Golder, 2012b), tandis que d'autres abordent particulièrement la perte de l'intégrité des ouvrages de confinement naturel des résidus dans le sol gelé (Journaux Assoc., 2012). Plus spécifiquement, certaines études proposent même d'inclure l'exigence d'une analyse climatique dans les politiques gouvernementales existantes (Canada, 2009; Lavalin, 2013; Rodgers et al., 2014). Par conséquent, la conception des recouvrements miniers doit tenir compte des CC afin d'être plus robuste à long terme et éviter des coûts importants non planifiés. D'ailleurs, les investisseurs du domaine minier et les compagnies d'assurance ont de plus en plus tendance à exiger une analyse des risques associées aux CC (Stenek et al., 2010; Ebinger and Vergara, 2011; LLP, 2011; Economy, 2012; Young, 2014).

Certaines régions nordiques telles que le Yukon sont proactives afin de forcer l'intégration des CC dans la planification de la restauration des sites miniers. Ce changement fait suite aux nombreuses observations qui indiquent un changement important du climat dans les dernières années. La mine Minto de Ressource Capstone (l'exploitation a débutée en 2007 et la fin est prévue pour 2020) a par exemple décidé d'utiliser une prédiction du comportement du pergélisol en fonction des CC suite à des épisodes problématiques au niveau de la stabilité de leurs infrastructures. Les principaux problèmes identifiés qui ont affecté les opérations minières de ce site sont les inondations et la dégradation du pergélisol. En 2008, une forte pluie a provoqué le débordement d'un bassin de rétention d'eau de procédé dans l'environnement. En 2009, une fonte rapide du pergélisol a entraîné un affaissement partiel de ce bassin libérant pour une seconde fois de l'eau contaminée dans l'environnement. Depuis peu, le comité d'évaluation environnementale et socio-économique et l'Office des eaux du Yukon exigent qu'une évaluation des CC soit incluse dans le plan de

restauration. Dans le même ordre d'idée, le nouveau Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec comporte une section sur les CC qui demande une analyse des infrastructures vulnérables et une identification des mesures d'adaptation mises en place (MERN, 2016).

2.4.2 Principaux risques associés aux changements climatiques sur la restauration minière nordique

Au Québec, Plummer et al. (2006) prévoyait déjà en 2006 que les températures s'élèveraient significativement en période hivernale. Une étude réalisée par Ouranos (Desjarlais et al., 2010) montre qu'au Québec, les principaux changements se produiront au niveau de la température moyenne annuelle, des précipitations moyennes annuelles et des événements extrêmes. Elle prédit aussi qu'en général, les CC seront beaucoup plus importants dans le Nord. Ainsi, il est possible que la température moyenne annuelle augmente de 4,5 à 6,5°C et que les précipitations moyennes annuelles augmentent de 16,8 à 29,4% en 2050. En hiver, la hausse des précipitations pourrait être de 3,0 à 12,1%. Par conséquent, une augmentation des précipitations diminuera le couvert de neige au sol avec la hausse des températures. En plus des hausses des valeurs moyennes annuelles, les CC engendreront également une augmentation des événements extrêmes comme par exemple des pluies intenses, des périodes chaudes et des périodes de sécheresse, ce qui pourrait mener à des événements problématiques d'un point de vue environnemental tels que des inondations et des problèmes de stabilité géotechnique. À noter qu'entre 1994 et 2007, des élévations de la température de 1,9°C et 1,1°C du pergélisol ont été enregistrées à des profondeurs de 4 et 20 m respectivement par Allard et al. (2008). Ceci explique l'élargissement de la zone active du pergélisol observé par ces auteurs ainsi que la présence de tassements et déformations.

Récemment, le consortium Ouranos a réalisé des simulations climatiques à long terme applicables aux principales régions minières du Québec, dont le Grand Nord québécois (voir l'annexe 3 du rapport de l'URSTM, 2017, pour plus de détails). Les moyennes climatologiques ont été calculées à partir des valeurs annuelles pour les périodes de 1981 à 2010, 2020, 2050 et 2080. De plus, les résultats présentent le scénario le plus pessimiste (RCP 8.5) en termes de réchauffement climatique (voir tableau 2.1). Ce scénario utilise un forçage radiatif supplémentaire de 8,5 W/m² de type

« Representative Concentration Pathways » (RCP, Moss et al., 2010) pour l'année 2100. Pour les simulations climatiques, le terme radiatif désigne l'ensemble des facteurs d'évolution du climat susceptibles d'avoir un effet sur l'équilibre énergétique entre le rayonnement solaire et celui provenant de la terre. Un désilibre du bilan énergétique de la terre est appelé forçage (Puget, 2010).

Tableau 2.1 : Résultats des simulations climatiques par rapport à la moyenne de la période 1981-2010, 2020, 2050 et 2080 pour la région du Grand-Nord québécois (URSTM, 2017)

| Paramètre mesuré | Moyenne 1981-2010 | 2020 | 2050 | 2080 |
|---|-------------------|-------|-------|-------|
| Température moyenne hivernale (°C) entre décembre et février | -21,88 | -19,1 | -14,8 | -9,82 |
| Température minimale annuelle (°C) | -43,69 | -41,1 | -36,6 | -28 |
| Nombre de jour sans gel (où T > 0°C) | 114 | 126 | 143 | 167 |
| Précipitation annuelle (liquide et solide) en mm | 471 | 505 | 558 | 621 |
| Précipitations annuelles du 99 ^e centile (précipitation extrême) en mm | 12 | 13 | 20 | 17 |
| Accumulation de précipitation (en mm) lors d'événements extrêmes | 132 | 153 | 186 | 264 |
| Nombre de jour avec une précipitation >10 mm | 3 | 3 | 4 | 5 |
| Température moyenne estivale (°C) entre juin et août | 7,19 | 8,38 | 10,06 | 12,37 |
| Température maximale (°C) | 21,43 | 22,78 | 28,02 | 30,1 |

Ces informations climatiques ont été utilisées lors de consultations réalisées à l'aide d'une enquête de type Delphi (Rousseau, 1996; Okoli et Pawlowski, 2004). Les résultats de cette consultation ont permis d'identifier entre autres les principaux risques associés aux CC au niveau de la restauration des sites miniers dans le Grand-Nord du Québec ainsi que des pistes de solutions (plus de détails sur cette enquête Delphi dans URSTM, 2017). Si le climat évolue dans le sens de ce qui est présenté au tableau 2.1 dans les régions nordiques du Québec, les principaux facteurs climatologiques considérés comme étant critiques sont les suivants :

- Événements extrêmes de précipitation plus fréquents;
- Augmentation de la température moyenne annuelle (ce qui fait augmenter la profondeur de la zone active);
- La fonte des neiges se produira plus tôt dans l'année;
- Diminution de l'accumulation de neige au sol jusqu'en 2080.

Les impacts de ces CC ont été évalués en fonction de leurs probabilités d'occurrence et la gravité de leurs conséquences. Le CC prédit par les modélisations climatiques d'Ouranos (2017) permet d'évaluer la probabilité d'occurrence. Tandis que la gravité des conséquences a principalement été établie en fonction des effets sur le milieu naturel, la santé, la sécurité et les coûts de remédiation. Dans cette étude, le produit de la probabilité d'occurrence et de la gravité des conséquences des impacts climatiques (qui correspond au niveau de risque) est présenté dans la matrice d'analyse de risque proposée par Environnement Canada. Étant donné qu'une combinaison d'une couverture de type CEBC et isolante serait une bonne option pour la restauration des sites miniers nordiques, seuls les principaux impacts et risques associés aux CC pour ces méthodes de restauration seront traités dans ce qui suit.

Le risque associé à la diminution de performance d'une couverture de type CEBC en conditions nordiques (Grand-Nord) a été identifié comme étant modéré (identifié par la couleur jaune au tableau figure 2.2) sur la période de 2020 à 2080 (voir tableau 2.2). La qualité de l'environnement du milieu pourrait être affectée par une modification du bilan hydrique de la CEBC. Étant donné que la dégradation de la performance de ce type de couverture est progressive, l'équipe d'experts estime que la barrière à l'oxygène pourrait être facilement rétablie à l'aide de petits correctifs apportés au fil du temps, à un coût raisonnable (ex : augmentation de l'épaisseur de la couche de protection et modification du drainage des eaux de surface). D'après une comparaison des impacts sur le bilan hydrique avec d'autres méthodes de restauration, la technique de la CEBC semble, en première analyse, être une des plus robustes face aux CC.

Tableau 2.2 : Niveau de risque de perte de performance des recouvrements CEBC (URSTM, 2017)

| Probabilité d'occurrence | Très probable | | | | |
|--------------------------|---------------|--------------------------|----------|--------|-------------|
| | Probable | | A-MC-BJ | | |
| | Peu Probable | | CN-FL-GN | | |
| | Rare | | | | |
| | | Faible | Modérée | Élevée | Très élevée |
| | | Gravité des conséquences | | | |

A : Abitibi
BJ : Baie James

CN : Côte-Nord
FL : Fosse du Labrador

GN : Grand-Nord
MC : Matagami-Chibougamau

Légende

Vert : Risque faible Orange : Risque élevé
Jaune : Risque modéré Rouge : Risque très élevé

Pour ce qui est de la diminution de la performance d'un recouvrement isolant, les experts s'entendent pour dire que le niveau de risque est élevé (identifié par la couleur orange au tableau 2.3) pour la période de 2020 à 2080. Dans un contexte de CC, le Grand-Nord sera la région du Québec où l'augmentation des températures annuelles sera la plus importante. Pour cette raison, cette méthode de restauration risque de perdre de son efficacité avec le temps et générer des impacts importants sur l'environnement. L'adaptation de cette technique de restauration face aux CC nécessiterait des coûts importants, principalement par l'augmentation significative de l'épaisseur de la couche du recouvrement isolant afin de prévenir le dégel des rejets miniers. Ainsi, la technique du recouvrement isolant, dans le contexte du nord Québécois, semble peu appropriée en raison de sa perte d'efficacité causée par l'augmentation de l'épaisseur de la couche active et des coûts associés aux options d'adaptation.

Tableau 2.3 : Niveau de risque de perte de performance des recouvrements isolants (URSTM, 2017)

| Probabilité d'occurrence | Très probable | | | | |
|--------------------------|---------------|---------------------------------|-----------|--------|-------------|
| | Probable | | GN | | |
| | Peu Probable | | | | |
| | Rare | | | | |
| | | Faible | Modérée | Élevée | Très élevée |
| | | Gravité des conséquences | | | |

GN : Grand Nord

Légende

Vert : Risque faible Orange : Risque élevé
Jaune : Risque modéré Rouge : Risque très élevé

Dans le Grand-Nord, l'augmentation de la zone active du pergélisol peut être à l'origine de mouvements de terrain qui pourrait provoquer des dommages aux matériaux de recouvrements (ex : recouvrement isolant, CEBC, géomembrane et argile) et, par conséquent, des problèmes de drainage minier contaminé. Les experts considèrent que le risque associé à l'endommagement des matériaux de recouvrement attribuables à la fonte du pergélisol est modéré (identifié par la couleur jaune au tableau 2.4) sur une période de 2020 à 2080. À noter que, même sans considérer les CC

éventuels, les résidus miniers subissent déjà des tassements et la fonte du pergélisol; on peut penser que l'élargissement de la zone active amplifiera davantage ces phénomènes.

Tableau 2.4 : Niveau de risque de dommages aux matériaux de recouvrement attribuables à la fonte du pergélisol (URSTM, 2017)

| Probabilité d'occurrence | Très probable | | | | |
|--------------------------|---------------|--------------------------|----------------|--------|-------------|
| | Probable | | | | |
| | Peu Probable | | GN - FL | | |
| | Rare | | | | |
| | | Faible | Modérée | Élevée | Très élevée |
| | | Gravité des conséquences | | | |

FL : Fosse du Labrador

GN : Grand-Nord

Légende

Vert : Risque faible

Orange : Risque élevé

Jaune : Risque modéré

Rouge : Risque très élevé

En résumé, on remarque que le risque de perte de performances des modes de restauration des sites miniers par rapport aux impacts des CC est le plus important pour la technique des recouvrements isolants. Il est donc nécessaire de rendre plus robuste ce type de recouvrement afin qu'il puisse s'adapter à l'évolution du climat et ainsi jouer son rôle à perpétuité.

2.5 Les besoins en recherche

La revue des méthodes de restauration présentement utilisées sur les sites miniers localisés en climat nordique et la nouvelle réalité climatique indique qu'il est nécessaire d'adapter ces méthodes pour fournir une protection à long terme de l'environnement et ce, malgré les CC. Dans ce contexte, une option intéressante serait de combiner le recouvrement isolant à un recouvrement de type CEBC pour contrôler la température des résidus et les flux d'oxygène durant la période de dégel. Ce type de recouvrement (appelé ici CIEBC pour couverture isolante avec effets de barrière capillaire tel que proposé par Boulanger-Martel et al. (2018)) n'a jamais été appliqué à grande échelle en climat nordique, selon la littérature. Il y a donc un manque d'information quant à l'utilisation de la CEBC pour le contrôle du DMA en conditions nordiques. De plus, l'utilisation de matériaux miniers produits au site tels que des résidus désulfurés comme matériaux de

construction pour la CRH de la CEBC est particulièrement intéressante à étudier puisque les matériaux à grains fins d'origine naturelle sont souvent peu disponibles dans ces régions.

De façon plus spécifique, basée sur cette revue de littérature, il est possible d'identifier certains besoins en recherche concernant la restauration des sites miniers en climat nordique:

- Développer des méthodes de restauration performantes et durables en conditions nordiques qui pourraient être à la fois une barrière thermique et à l'oxygène (approche de double protection) dans un contexte de CC; [1]
[SEP]
- Comprendre le comportement hydrogéologique et thermique d'une CIEBC soumise à des conditions nordiques et à des cycles de G/D;
- Valider la capacité de résidus miniers non réactifs comme matériaux de recouvrement pour la restauration de sites miniers localisés dans des climats nordiques;
- Déterminer l'influence de la réactivité résiduelle du matériau de recouvrement sur la performance d'une CEBC à contrôler la migration d'oxygène en conditions nordiques.

Le présent mémoire vise à combler partiellement le manque de connaissances relié à ces besoins en recherche.

CHAPITRE 3 MATÉRIEL, MÉTHODES ET RÉSULTATS DE CARACTÉRISATION

Dans le chapitre 3, le matériel et les principales méthodes expérimentales utilisées pour la caractérisation des échantillons sont décrits. Les matériaux sont caractérisés pour leurs principales propriétés physiques, chimiques, minéralogiques, thermiques, géotechniques et hydrogéologiques. On poursuit ensuite avec la présentation des résultats des essais de caractérisation des matériaux de recouvrement et la description du montage des colonnes instrumentées utilisées pour évaluer au laboratoire le comportement hydrogéologique, thermique et géochimique de scénarios de CIEBC soumis à des cycles de gel et dégel.

3.1 Matériel

3.1.1 Origine, échantillonnage et préparation des échantillons

Les matériaux utilisés dans cette étude sont des résidus miniers, des résidus désulfurés et de la roche concassée. Les résidus miniers sont générés à la Mine Raglan par le procédé métallurgique de l'usine de traitement du minerai et le matériel grossier est constitué de roches concassées de taille 0-20 mm produites au site minier. Les résidus miniers ont été prélevés à la sortie des filtres épaississeurs (85% solide), avant leur transport au parc à résidus. La roche concassée a été prélevée dans une carrière à proximité de la mine directement à la sortie du concasseur; ce matériel est présentement utilisé pour le recouvrement partiel du parc à résidu et comme matériau de construction. Les résidus désulfurés ont été produits à l'aide d'un procédé de désulfuration (flottation non sélective) directement à la Mine Raglan par l'équipe de l'URSTM-UQAT. Tous les matériaux ont été versés dans des seaux de 20 litres et envoyés par voie aérienne. Pour le transport et la conservation, les résidus désulfurés et le concentré de flottation ont été complètement saturés en eau.

3.2 Méthodes utilisées

3.2.1 La désulfuration environnementale

Pour utiliser des résidus miniers comme matériaux fins dans la CRH d'une CEBC, il est essentiel de diminuer les teneurs en sulfures à l'aide de la désulfuration environnementale pour éviter la génération du DMA. Le procédé de désulfuration consiste à réduire la teneur en sulfures (pyrrhotite) des résidus miniers Raglan par flottation. Idéalement, les résidus désulfurés auraient les caractéristiques typiques d'un silt, matériau idéal comme CRH dans une CEBC (Bussière et al. 2007). Pour la désulfuration, des échantillons ont été prélevés à la sortie de l'épaississeur et introduits dans une cellule de flottation fournie par l'URSTM-UQAT; le contenu en solides des résidus Raglan à la sortie de l'épaississeur est de 60%. De l'eau a été ajoutée à la pulpe pour atteindre un pourcentage solide de 40%, lequel est similaire au pourcentage solide utilisé durant le processus de flottation des minéraux à valeur économique à la Mine Raglan. La flottation a permis de capter la portion sulfurée des résidus miniers Raglan avec l'aide d'un agent collecteur, d'un activant et déprimant tout en produisant un rejet désulfuré. Tous les tests de flottation ont été réalisés en utilisant une machine de flottation laboratoire de type Denver D-12 avec une cellule d'un volume de 2,5 L. La vitesse du *rotor-stator* a été ajustée à 1500 rpm et le flux d'air a été fixé à 10 L/min. Les conditions d'optimisation de la flottation de la pyrrhotite sont: pH de la solution de flottation = 10,5; concentration de l'activateur sulfate de cuivre (CuSO_4) = 600 g/t; concentration du collecteur xanthate (KAX51) = 220 g/t; et concentration en agent moussant méthyl isobutyl carbinol (MIBC) = 13 μL . Le déprimant carboxyméthylcellulose (CMC) a été utilisé afin d'éliminer la flotabilité des minéraux de gangues, tels que la serpentine et la lizardite. Plus de détails sur la désulfuration environnementale des résidus miniers Raglan sont décrits dans l'article de Benzaazoua et al. (2017).

Une portion du concentré de sulfure a été ajoutée aux résidus désulfurés #1 ayant subi une désulfuration maximale pour créer un second résidu désulfuré (résidus désulfurés #2) avec une concentration plus élevée en pyrrhotite de façon à simuler une désulfuration moins efficace. Plus spécifiquement, un bilan métallurgique a été réalisé pour le calcul de la masse du concentré de

désulfuration à ajouter aux résidus désulfurés #1 pour obtenir une teneur en sulfure deux fois supérieure.

3.2.2 Caractérisation physique

Avant d'utiliser des résidus désulfurés comme matériaux d'une CIEBC, il est essentiel de déterminer leurs principales propriétés physiques.

3.2.2.1 Propriétés granulométriques

Pour utiliser les résidus désulfurés comme CRH dans une CIEBC, ils doivent avoir les caractéristiques granulaires typiques d'un matériau fin, tel un silt. L'analyse granulométrique a permis de valider cet aspect en mesurant le diamètre des grains constituant les résidus désulfurés. L'appareil utilisé dans cette étude est un granulomètre au laser de type Mastersizer S de Malvern Instruments (Lee Black et al., 1996; Malvern instruments Ltd.1995, 1997). Il est composé d'un système informatique et d'une unité optique qui comprend un émetteur, un transmetteur et une zone d'échantillonnage. Le logiciel sert à analyser les données brutes de l'unité optique qui, elle, collecte des informations à partir de la lumière diffusée lorsqu'un laser passe à travers l'échantillon à caractériser. Cet instrument a une précision de $\pm 2\%$ sur le diamètre des particules entre $0,05\ \mu\text{m}$ et $879\ \mu\text{m}$. Cette analyse a aussi été effectuée sur un échantillon de résidus Raglan avant désulfuration pour vérifier si le procédé de désulfuration avait eu un impact sur la granulométrie des résidus. Les graviers, quant à eux, ont nécessité une analyse additionnelle par tamisage pour les grains de diamètre supérieur à $300\ \mu\text{m}$. Dans ce cas-ci, la norme ASTM D422 (ASTM, 2007) a été suivie.

3.2.2.2 Densité relative des grains solides

La densité relative des grains solides (D_r) caractérise la masse volumique des grains solides d'un échantillon par rapport à la masse volumique de l'eau ($1\ \text{g/cm}^3$). Ce paramètre est utile pour calculer des propriétés telles l'indice des vides (e), la porosité (n), la masse volumique sèche (ρ_d) et le degré de saturation (S_r). La technique préconisée pour l'obtention du paramètre D_r est le pycnomètre à

gaz décrite par la norme ASTM D854 (ASTM, 2014a). Plus spécifiquement, un pycnomètre à hélium de marque Micromeritics Accupye 1330 (exactitude de $\pm 0,01$ %) a été utilisé pour mesurer le paramètre D_r des résidus désulfurés; la valeur de D_r du gravier est tirée des travaux de Coulombe (2012) qui a utilisé la même technique expérimentale.

3.2.2.3 Essais de compactage

Lorsqu'un sol est utilisé comme matériau de construction tel que des résidus désulfurés dans une CIEBC, il est important de connaître la relation entre la teneur en eau et la masse volumique d'un sol soumis à un compactage ayant une énergie donnée. La capacité d'un matériau à se compacter est d'intérêt puisque cela influencera les propriétés hydrogéologiques (plus un matériel est dense, plus faible est sa conductivité hydraulique et meilleure est sa rétention d'eau) ainsi que ses propriétés mécaniques. Les tests de compactage permettent de déterminer une teneur en eau massique optimale (ω_{opt}) qui correspond à la teneur en eau permettant d'atteindre la masse volumique maximale (toujours pour une énergie de compactage donnée). Cette valeur maximale dans le plan masse volumique sèche vs teneur en eau est appelée, pour les tests Proctor, l'optimum Proctor (ω_{opt}). Dans cette étude, la méthode utilisée pour déterminer ω_{opt} est le Proctor modifié (ASTM D1557-12e1; ASTM, 2012).

De façon plus spécifique, l'essai consiste à compacter le sol manuellement dans un moule Proctor cylindrique normalisé à l'aide d'une masse également normalisée. Cette dernière manipulation est répétée pour diverses valeurs de teneur en eau afin de connaître la relation entre ρ_d et la teneur en eau (ω). La technique du Proctor modifié est applicable sur un sol ayant moins de 30% de sa masse retenue sur un tamis 19 mm. La méthode A a été utilisée pour le compactage des résidus désulfurés (masse retenue sur le tamis 4,75 mm < 20%). Un moule de 101,6 mm de diamètre et 116 mm de hauteur est utilisé pour la compaction des sols fins (résidus désulfurés) en 5 couches successives pour un total d'environ 2,3 kg de résidus désulfurés. Une courbe a été tracée avec les valeurs de ω et ρ_d afin d'identifier le ω_{opt} et la masse volumique sèche maximale (ρ_{dmax}) correspondant au sommet de la courbe. Il faut au moins trois à cinq valeurs de teneurs en eau différentes pour pouvoir obtenir une courbe de compaction représentative. Les valeurs du Proctor modifié pour les résidus Raglan et les graviers sont extraites des travaux de Coulombe (2012).

3.2.2.4 L'indice des vides et la porosité

La mise en place des matériaux de la CIEBC dans les colonnes, qui seront décrites plus loin, a été réalisée par tranche de 2,5 cm d'épaisseur afin de favoriser un compactage optimal. La masse de chaque tranche a été déterminée à partir de la masse sèche et humide, l'indice des vides (ou la porosité) et la densité relative des matériaux (voir les équations 3.1 à 3.6). Pour ce travail, la porosité visée a été fixée à 0,43 représentant ainsi la valeur typique des résidus sur le terrain (Coulombe, 2012). Les principales relations masse-volume utilisées pour mettre en place les colonnes à la porosité désirée sont présentées dans les équations 3.1 à 3.6.

$$e = \frac{n}{1-n} \quad [3.1]$$

$$V_s = \frac{V_t}{1+e} \quad [3.2]$$

$$M_w = M_h - M_s \quad [3.3]$$

$$\omega = \frac{M_w}{M_s} \times 100 \quad [3.4]$$

$$V_s = \frac{M_s}{D_r} \quad [3.5]$$

$$M_h = M_s \left(\frac{1+\omega}{100} \right) \quad [3.6]$$

3.2.3 Caractérisation chimique

La caractérisation chimique des résidus désulfurés a été réalisée à l'aide de plusieurs techniques d'analyse décrites plus bas. Les résultats de la caractérisation chimique des graviers sont présentés dans les travaux de Coulombe (2012) et seront utilisés dans cette étude.

3.2.3.1 Spectrométrie d'émission atomique à plasma à couplage inductif (ICP-AES)

L'ICP-AES ou ICP-OES (Optical Emission) est une technique de chimie analytique permettant d'analyser simultanément la quasi-totalité des éléments constituant un échantillon. Elle est surtout utilisée pour identifier les éléments majeurs et mineurs. La composition élémentaire du matériel

désulfuré a donc pu être définie à l'aide d'un ICP-AES de type Perkin Elmer Optima 3000DV. En préparation, l'échantillon a dû subir une dissolution complète dans de l'acide, et c'est cette solution qui est ensuite analysée puisque la méthode ne traite pas les particules supérieures au micromètre (Potts, 1987). Le principe de la technique consiste à exciter les particules de l'échantillon liquide avec une source de photons (ICP) et à compter les photons avec la spectrométrie d'émission atomique (AES). La source est composée d'un plasma d'argon, une excellente source d'atomisation et d'ionisation (ions et électrons), et un système de haute fréquence pour l'initiation de la flamme servant au chauffage du gaz. Avec son potentiel d'ionisation élevé (plasma à haute température), la source permet une excitation/ionisation des atomes. Le retour à un état moins énergétique des atomes et ions excités s'accompagne d'une émission de photons. L'émission atomique ou ionique dépend de la longueur d'onde unique d'un élément. Ainsi, l'intensité de ces émissions est directement proportionnelle à la concentration de l'élément dans la solution analysée. À l'aide de lentilles, les photons sont focalisés afin de les trier en fonction de leurs longueurs d'onde dans un système dispersif (un prisme). Les intensités des éléments sont enregistrées dans un logiciel qui calcule le pourcentage massique de chaque élément en tenant compte de la masse initiale de l'échantillon, du volume final de la solution ainsi que sa concentration mesurée (Skoog et Leary, 1992). Cette dernière manipulation permet de visualiser le spectre de raies atomiques ou ioniques spécifique d'un élément. L'ICP-AES permet donc de produire la liste des spectres de chaque élément composant l'échantillon de résidus désulfuré analysé avec une erreur relative d'environ 5% (Villeneuve, 2004).

3.2.3.2 Spectrométrie de fluorescence à rayons X (XRF)

La quantification de la composition élémentaire du matériel désulfuré a aussi été analysée avec un analyseur à fluorescence X portatif (Thermo Niton XL3t 900SHE) car il est efficace pour déterminer les éléments majeurs, mineurs et en traces rapidement. La technique non destructive utilise les rayons X pour exciter les atomes de l'échantillon et leur faire émettre des rayons X à énergie caractéristique pour chaque élément présent. L'intensité et l'énergie sont ensuite mesurées et les concentrations des éléments s'affichent directement sur l'écran de l'appareil. La gamme d'analyse de l'appareil utilisé est composée de 25 éléments allant du soufre à l'uranium. Le seuil de détection est de 0,01% (Skoog et Leary, 1992). Il existe deux techniques de préparation des

échantillons pour cette analyse. La première consiste au broyage (maximum de 250 μm) d'un échantillon et sa mise en place dans une coupelle standard du XRF pour former une pastille pressée. L'analyse sur pastilles pressées facilite la détection des composés sulfureux comme ceux trouvés dans l'échantillon de résidus désulfurés. Par contre, cette technique interfère avec la silice dans la matrice de l'échantillon et a pour effet de surestimer sa concentration. C'est pour cette raison qu'un échantillon de résidus désulfurés #1 et #2 a été envoyé au laboratoire SGS pour une analyse XRF sur disque fusionné au métaborate de lithium (LiO_2). Ce dernier est utilisé pour les éléments à faible numéro atomique, tandis que les pastilles pressées sont utilisées pour des éléments à numéro atomique supérieur. Le LiO_2 est un sel polyvalent qui permet la dissolution de pratiquement tous les types de matrices et plus spécialement celles contenant des oxydes acides tels que le dioxyde de silicium (SiO_2) retrouvé dans l'échantillon de résidus désulfurés. La fusion implique le mélange de l'échantillon avec un agent fondant, le LiO_2 dans ce cas-ci, et un agent mouillant (bromure de lithium ou iodure de lithium) pour briser la tension de surface, éviter que le mélange colle aux parois et ainsi faciliter sa récupération. Le mélange visqueux est ensuite versé dans un moule pour la formation d'un disque de verre. La formation d'un disque homogène réduit les effets de matrice provenant de la variation de la taille des particules (Milliard, 2011).

3.2.3.3 Four à induction

Une analyse au four à induction a été réalisée afin d'obtenir les proportions en carbone et en soufre totaux des résidus désulfurés. L'appareil utilisé est un Eltra CS2000 conçu pour la détermination simultanée et précise (précision de $\pm 0,05$ à $0,1$ wt.%) du carbone et du soufre dans les échantillons organiques et inorganiques (CEAEQ, 2013). Il est équipé d'un four à induction (température allant jusqu'à 2500°C) et d'un four à résistance (température allant jusqu'à 1550°C) composé d'un tube de céramique qui applique la température directement sur l'échantillon. L'échantillon pulvérisé est versé dans un creuset en céramique, pesé et placé dans le four à induction. Dans ce dernier, la combustion de l'échantillon par un courant d'oxygène engendre une réaction du soufre vers le dioxyde de soufre (SO_2) et du carbone vers le dioxyde de carbone (CO_2). L'humidité est éliminée par le perchlorate de magnésium. Le gaz résultant de la combustion passe ensuite à travers un système de quatre cellules d'absorption infrarouge pour la détection et la quantification.

3.2.4 Caractérisation minéralogique et environnementale

Pour être utilisés comme matériaux de recouvrement, il est important que les résidus désulfurés ne soient pas générateurs de contaminants (DMA ou DNC). C'est pour cette raison qu'une analyse détaillée de la minéralogie ainsi que des tests statiques ont été réalisés sur ces matériaux. En ce qui concerne les résultats de la caractérisation minéralogique du gravier, elle est tirée des travaux de Coulombe (2012) puisque le matériel utilisé dans notre étude a été échantillonné au même endroit.

3.2.4.1 Microscopie optique (MO)

Le microscope optique (MO) fait partie des appareils utilisés pour l'identification des minéraux contenus dans les résidus désulfurés. Les observations au MO servent spécifiquement à tirer des informations d'ordre géologique et métallogénique comme la composition minéralogique, la dimension et forme des composantes minéralogiques, la paragenèse, la distribution des minéraux, la nature des altérations et l'identification des minéraux réfractaires. Or, dans cette étude, le MO permet d'observer sous quelle forme sont les sulfures (inclus dans les minéraux de gangues ou libres) suite à la désulfuration. L'échantillon en poudre nécessite une préparation particulière qui consiste d'abord à le mélanger avec une mixture de résine et de carbone dans la première moitié du moule et de la résine pour la seconde moitié (après 24 hrs). Le carbone empêche la ségrégation des particules granulaires pour une surface plus représentative de l'échantillon. Une fois durcie la section est polie pour pouvoir observer l'échantillon sous le MO. La surface doit être parfaitement polie pour un agrandissement maximal de l'appareil d'environ 1000 fois. Le principe de fonctionnement du MO est basé sur le concept de lumière réfléchi. En fait, la lumière naturelle d'une source lumineuse (lampe) vibrant dans toutes les directions est dirigée dans un polariseur pour ne vibrer que dans une seule direction et passer à travers la section polie pour finalement être polarisée et analysée dans l'analyseur avant de se rendre à l'œil de l'observateur. Afin de respecter ce principe, le MO est équipé d'un condenseur et de plusieurs lentilles servant à diriger et focaliser la lumière. En lumière polarisée, les minéraux sont identifiés à l'aide de différents critères observés tels que la couleur, le clivage, le relief, etc.

3.2.4.2 Microscopie électronique à balayage et microanalyse (MEB-EDS)

Un examen des échantillons de résidus désulfurés au microscope électronique à balayage et microanalyse (MEB-EDS) a été effectué afin de confirmer les observations au MO et de définir la minéralogie de la gangue qui est difficilement observable au MO (Criddle et Stanley, 2012). Le MEB-EDS utilisé permet un grossissement allant jusqu'à 100 000 fois et il est principalement utilisé pour la détermination de la morphologie et composition chimique des phases minéralogiques (Xiao et Plante, 2004). L'échantillon analysé est une section polie propre et conductrice. Un morceau de cuivre servant de fil conducteur entre la surface de la section polie et le porte-pièce est ajouté. Puisque l'échantillon reçoit un flux d'électrons très important, la surface doit être conductrice pour éviter des décharges soudaines provoquant des déplacements d'image.

Le MEB-EDS (Hitachi S-3500N-Silicon Drift Detector X-Max 20 mm² from Oxford) est équipé d'une colonne optique électronique montée sur une chambre à échantillon, d'un circuit de pompage pour l'obtention d'un vide secondaire, de détecteurs permettant de capter les différentes interactions émises par l'échantillon, un écran vidéo pour l'observation des images et un système électronique pour gérer l'ensemble des fonctions. Le MEB comprend aussi un canon qui produit un faisceau d'électrons grâce à un filament de tungstène chauffé par un courant. Ce faisceau est accéléré par une haute tension (jusqu'à 30 kV) créée entre le filament et l'anode. Il est ensuite focalisé sur l'échantillon par une série de 3 lentilles électromagnétiques. Le faisceau, en touchant la surface de l'échantillon, produit des interactions, dont des électrons secondaires, des électrons rétrodiffusés et des rayons X. Ces interactions sont collectées par des détecteurs appropriés pour être ensuite converties en signal électrique. La détection des électrons secondaires permet de générer des images représentant la topographie de l'échantillon. La distinction des phases minéralogique d'après leur numéro atomique est obtenue grâce aux électrons rétrodiffusés qui peuvent être libérés à une plus grande profondeur dans l'échantillon. Le détecteur de rayons X sert à la production d'un spectre de l'énergie des photons détectés en fonction du nombre de photons. L'interprétation des spectres est facilitée par la base de données qui contient chaque élément avec l'énergie et l'intensité de raie associée. Il est donc possible d'identifier pour chaque spectre la liste des éléments. La microanalyse (EDS) a été utilisée dans ce projet pour la quantification élémentaire, c'est-à-dire la détermination des pourcentages élémentaires. La quantification consiste

à mesurer la surface des pics du spectre et leur attribuer un coefficient pour permettre le calcul des pourcentages respectifs. Une correction est effectuée de manière à prendre en compte les différentes interactions physiques qui interviennent dans l'échantillon. L'acquisition d'image de la surface analysée avec la répartition simultanée de plusieurs éléments individuels est aussi possible avec la microanalyse. Par conséquent, les observations réalisées avec la microanalyse du MEB permettent d'obtenir une cartographie élémentaire pratique donnant une idée de la répartition de chaque élément dans l'échantillon.

3.2.4.3 Diffractométrie des rayons X (DRX)

La détermination de l'assemblage minéral et la quantification des minéraux des échantillons de résidus désulfurés ont été aussi réalisées à l'aide de la diffractométrie des rayons X (DRX), une technique d'analyse fondée sur la diffraction des rayons X sur la matière. Cette technique est particulièrement utilisée pour analyser les matériaux à grain très fins difficilement observé par MO (Ruffell et Wiltshire, 2004). Pour cette analyse, l'échantillon a dû être réduit en poudre par micronisation dans l'isopropanol pour éviter les dissolutions et l'évaporation. L'échantillon est ainsi composé de minuscules particules de taille avoisinant les 10 microns. Les cristaux sont caractérisés par un assemblage d'atome ordonné, c'est-à-dire placé à des intervalles réguliers, ce qui engendre des interférences constructrices. Un diffractogramme diffère d'une phase minérale à l'autre. Selon la formule chimique du minéral, les cristaux contiennent plus d'atomes que d'autres. Chaque phase minérale pure possède sa fiche de référence qui est une liste de pics. S'il s'agit d'un mélange de minéraux, des pics du diffractogramme se superpositionneront. Pour les phases inconnues, le diffractogramme d'un échantillon doit être comparé de manière informatique à toutes les fiches de la base de données. La fiche correspondante est sélectionnée manuellement. Il se peut que plusieurs fiches permettent d'expliquer un diffractogramme. Dans ce cas, seule une connaissance approfondie de l'échantillon (ex : composition élémentaire) et de la minéralogie (via un bon géologue) peut permettre de choisir les bonnes fiches.

La méthode consiste à introduire l'échantillon dans un tube installé au centre de l'appareil de mesure : le diffractomètre. L'échantillon est horizontal et immobile, tandis que la source et un détecteur de rayons X bougent symétriquement autour. La source bombarde l'échantillon avec des

rayons X et le détecteur enregistre les rayons X diffractés en fonction de l'angle de déviation 2θ du faisceau. Les données collectées forment un diffractogramme. L'angle de déviation 2θ détecte les rayons X (ou interférences constructrices) et forme les pics du diffractogramme.

Une fois les phases minérales identifiées, le logiciel procède à la quantification des phases par la méthode Rietveld pour produire un diffractogramme (Bouzahzah, 2013, Taylor et Hinczak, 2001). Puis, il ajuste les concentrations afin de rapprocher le diffractogramme simulé et mesuré. Cette méthode ne nécessite pas d'étalonnage et la limite de détection est au moins de 1% (Bouzahzah, 2013). De ce fait, la quantification minéralogique par DRX est considérée comme semi-quantitative. Les résultats sont normalisés à 100% donc, si un minéral n'est pas identifié, il ne sera pas comptabilisé dans l'analyse.

3.2.5 Réconciliation minéralogique et chimique

La réconciliation des données de la chimie avec la minéralogie permet d'obtenir une minéralogie encore plus précise. En fait, le calcul de réconciliation est basé en grande partie sur la stoechiométrie. À partir des résultats d'analyses au MEB-EDS, une matrice stoechiométrique est construite afin de déterminer les éléments traceurs des minéraux présents dans l'échantillon. Le pourcentage poids d'un minéral est calculé en fonction de la concentration d'un élément chimique traceur du minéral et sa stoechiométrie à condition de ne pas être partagé avec un autre minéral.

$$\% \text{poids minéral} = \left(\frac{\% \text{ poids élément traceur ICP}}{\% \text{ poids élément traceur minéral}} \right) \times 100 \quad [3.7]$$

Pour obtenir le pourcentage poids de la pyrite et de la pyrrhotite, il faut d'abord calculer le pourcentage poids du soufre (S) associé aux autres minéraux sulfureux à l'aide du résultat de l'analyse carbone/soufre au four à induction (l'analyse ICP a tendance à surestimer S). Le pourcentage S restant est retranché entre la pyrite et la pyrrhotite selon le ratio de chacun estimé avec les analyses minéralogiques. La même méthode est utilisée pour distribuer le pourcentage carbone entre les carbonates présents dans le minéral. Plus d'informations sur la réconciliation minéralogique et chimique peuvent être trouvées dans Bouzahzah (2013).

3.2.6 Potentiel de Génération d'Acidité (PGA)

Le potentiel de génération de DMA des résidus a été calculé à partir de la procédure de Sobek et al. (1978) modifiée par Laurence et Wang (1997), qui permet le calcul du potentiel générateur d'acidité (PA) et neutralisant (PN). Cette approche statique chimique débute par un test préliminaire appelé test de Fizz qui consiste à ajouter quelques gouttes d'acide chlorhydrique (HCl) à l'échantillon (environ 2 g) pour évaluer visuellement son effervescence. L'intensité de l'effervescence détermine la concentration et le volume de HCl à ajouter à l'échantillon pour trouver le PN. Après le test, l'échantillon est mis dans un erlenmeyer avec 90 ml d'eau ionisé. Le HCl est ensuite introduit dans l'échantillon en plusieurs étapes afin de maintenir un pH de la pulpe entre 2,0 et 2,5. Pour évaluer l'acidité non consommée par les minéraux neutralisants, la solution est titrée avec de l'hydroxyde de sodium (NaOH) jusqu'à un pH final de 8,3. Par conséquent, le PN est déterminé à l'aide de la formule suivante :

$$PN = \frac{50a[x-y(b-a)]}{c} \quad [3.8]$$

Où 50 est un facteur de conversion, a et b sont respectivement des normalités du HCl et du NaOH, x et y sont les volumes respectifs des solutions de HCl et NaOH (ml) et c est la masse (g) de l'échantillon. Le PA, quant à lui, est obtenu en multipliant le pourcentage de soufre sous forme sulfure (le soufre sous forme de sulfate ne génère pas d'acidité et doit être soustrait du soufre total; voir équation 3.10) par un coefficient stoechiométrique de 31,25.

$$PA = S_{\text{sulfures}} \times 31,25 \text{ kg CaCO}_3/\text{tonne} \quad [3.9]$$

$$\%S_{\text{sulfures}} = \%S_{\text{total}} - \%S_{\text{sulfates}} \quad [3.10]$$

$$31,25 \text{ kg CaCO}_3/\text{tonne} = \frac{M_{\text{CaCO}_3}}{M_s} \times \frac{1000\text{kg/t}}{100\%} = 10 \times \frac{100\text{g/mol}}{32\text{g/mol}} \quad [3.11]$$

Une fois les tests statiques réalisés, une comparaison entre le PN et le PA est effectuée afin de classer le potentiel de génération d'acide des résidus désulfurés. Il y a deux principaux critères de classification qui sont: le pouvoir net de neutralisation (PNN=PN-PA) et le rapport PN/PA (RPN). L'interprétation des tests statiques est possible grâce à une représentation graphique de ces

deux paramètres définis selon 3 zones distinctes, les zones de génération et de non génération d'acide, et la zone d'incertitude. Ces différentes zones sont identifiées à la figure 3.1.

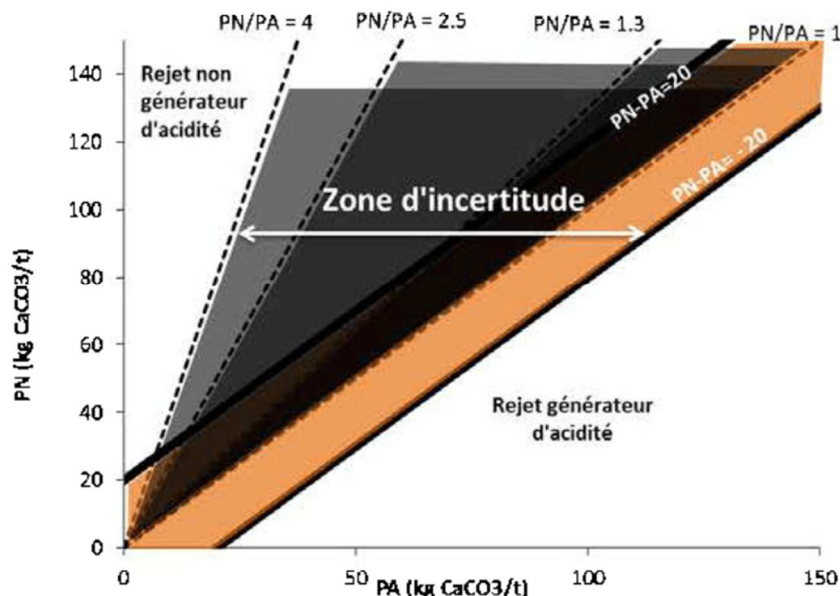


Figure 3.1 : Graphique de l'interprétation des tests statiques en fonction du PNN et NPR
(Bouzahzah, 2013)

La zone génératrice d'acidité est caractérisée par une composition nettement plus élevée en minéraux acidogènes que neutralisants (le $PNN < 20 \text{ kg CaCO}_3/\text{t}$ et le $NPR < 1$). Lorsqu'il est difficile de statuer sur le potentiel à générer de l'acidité des résidus, ils sont classés dans la zone d'incertitude ($-20 \text{ kg CaCO}_3/\text{t} < PNN < 20 \text{ kg CaCO}_3/\text{t}$ et $NPR < 2,5 \text{ à } 4$). Les résidus sont considérés non générateurs s'ils contiennent une faible quantité de minéraux acidogènes comparativement à la quantité de minéraux neutralisants; ils se retrouvent alors dans la zone non génératrice du graphique ($PNN > 20 \text{ kg CaCO}_3/\text{t}$ et $NPR > 2,5 \text{ à } 4$). La définition de la limite du NPR entre la zone d'incertitude et génératrice est très variable selon les auteurs contrairement aux limites PNN (Morin et Hutt, 1994; Adam et al., 1997; Price et al., 1997; Ferguson et Morin, 1991; Miller et al., 1991). Normalement, durant l'évaluation environnementale d'un projet minier, le matériau de la zone d'incertitude a besoin de subir un test cinétique afin de statuer sur son potentiel de génération d'acidité (Benzaazoua et al., 2016). D'après la législation québécoise (D019), on considère qu'un résidu minier est acidogène s'il contient une quantité de soufre (S_{total}) supérieure à 0,3% et s'il est

caractérisé par au moins une des deux conditions suivantes : 1) le $PNN < 20 \text{ kg CaCO}_3/\text{t}$ et 2) le $NPR < 3$.

3.2.7 Caractérisation hydrogéologique

Les propriétés hydrogéologiques des résidus désulfurés ont été évaluées en laboratoire afin de valider leur efficacité à être utilisés comme CRH dans un système de recouvrement de type CEBC. La caractérisation hydrogéologique des graviers est basée sur les travaux de Coulombe (2012).

3.2.7.1 Courbe de rétention d'eau (CRE)

La CRE est obtenue à l'aide d'un essai en cellule de pression (Soil Moisture Equipment Corp, modèle 1405) effectué en laboratoire. La norme ASTM D636 (ASTM, 2016) applicable aux matériaux fins a été utilisée pour ce test. La cellule est composée de deux couvercles en plexiglass avec joints d'étanchéités, un cylindre de laiton et une plaque de céramique poreuse saturée en eau (air entry value: $AEV = 300 \text{ kPa}$) tel qu'illustrée à la figure 3.2.

Figure 3.2 : Cellule de pression pour mesurer la courbe de rétention d'eau des résidus désulfurés

Un échantillon (8,5 cm de diamètre x 4 cm d'épaisseur) de résidus désulfurés préalablement saturé en eau est compacté ($n=0,40$) dans le cylindre de laiton et déposé sur le couvercle contenant la

plaque céramique. Ce dernier est composé d'un tube d'évacuation d'eau tandis que le couvercle du haut contient le tube d'admission de la pression d'azote; l'emploi de l'azote élimine le potentiel qu'il y ait des réactions d'oxydation des sulfures dans l'échantillon durant l'essai. Une fois le système scellé, l'azote comprimé à un niveau contrôlé par un régulateur de pression est introduit dans la cellule. Lorsque la pression interne est supérieure à la pression atmosphérique, elle entraîne l'eau de l'échantillon qui ne peut être retenue par capillarité à cette pression à travers les micropores de la plaque céramique jusqu'à l'extérieur de la cellule. Dans le cadre de cette étude, la pression d'azote appliquée est inférieure à 300 kPa, soit la valeur de l'AEV de la plaque céramique.

L'échantillon de résidus désulfurés placé dans la cellule est soumis à différents paliers de pression d'azote. Le tracé de la CRE est réalisé en pesant la cellule à chaque point d'équilibre de pression. À ce moment, la pression appliquée est considérée équivalente à la succion matricielle du sol (principe de translation d'axe) puisque la teneur en eau volumique du sol est en équilibre avec elle et l'évacuation d'eau cesse. Or, les quantités d'eau évacuées seront cumulées afin de construire la CRE. Pour cet essai, la variation de volume de l'échantillon est assumée comme étant négligeable. À partir de la CRE, on pourra déterminer des propriétés caractéristiques de rétention d'eau du matériel telles la pression d'entrée d'air (AEV ou ψ_a), la succion résiduelle (ψ_r) et la teneur en eau résiduelle (θ_r).

En ce qui concerne la roche concassée, une colonne drainante a été utilisée par Coulombe (2012) pour obtenir la CRE. Cette méthode est bien adaptée pour les matériaux grossiers (Chapuis et al., 2007). La colonne utilisée était de 50 cm de haut et 14 cm de diamètre et équipée de tensiomètre et de sondes Degagone 5TM. La colonne a été remplie de gravier concassé, compacté et saturée avant le test; la succion ainsi que la teneur en eau volumique ont été mesurées simultanément à deux endroits durant la phase de drainage afin d'obtenir la CRE (pour plus de détails voir Coulombe, 2012).

3.2.7.2 Tests de perméabilité

La détermination de la conductivité hydraulique saturée des résidus désulfurés a été effectuée à l'aide de tests de perméabilité à charge variable dans un perméamètre à paroi rigide, inspirés par la

norme ASTM D5856 (ASTM, 2015) (note : seul le résidu désulfuré 1 a été testé puisque les propriétés granulométriques des deux matériaux sont similaires). Le perméamètre utilisé est de dimensions 11,4 cm de diamètre par 24 cm de hauteur et est présenté à la figure 3.3. Il est composé d'un cylindre de plexiglass, de deux plaques perforées, de joints d'étanchéités, d'une base et d'un capuchon fait de plastique muni d'une valve de drainage.



Figure 3.3 : Perméamètre utilisé pour la détermination de la conductivité hydraulique saturée des résidus désulfurés

À l'aide d'un marteau Proctor normalisé, l'échantillon de résidus est compacté en plusieurs couches à une masse volumique de 1750 kg/m^3 pour une valeur n d'environ 0,38 dans le perméamètre. Un ressort est installé entre la plaque perforée du dessus et le capuchon pour maintenir l'échantillon (11,4 cm de diamètre x 16,10 cm d'épaisseur) en place. Le perméamètre est ensuite saturé à faible débit du bas vers le haut (pendant environ 24 hrs) pour ne pas provoquer des chemins préférentiels. Lorsque la saturation est terminée, un temps d'attente de 24 hrs est laissé pour l'atteinte de l'équilibre du système. Pour être considéré valable, un essai de perméabilité doit être réalisé sur un matériau qui est près de la saturation complète ($S_r > 95\%$). Dans notre étude, l'échantillon a été saturé à 98%. La valeur de k_{sat} repose sur la variation du niveau de l'eau dans la burette d'entrée et celle de la sortie dans le temps (essai à charge variable; voir équation 3.12).

$$k_{\text{sat}}(\text{cm/s}) = \frac{L \times a}{(t_2 - t_1) \times A} \ln \left(\frac{h_1}{h_2} \right) \quad [3.12]$$

Dans cette équation, L est la hauteur de l'échantillon, a est la surface du tube gradué, t est le temps, A est la surface de l'échantillon et h_1 et h_2 correspondent à la hauteur d'eau dans le tube gradué (entrée) et la hauteur de la sortie respectivement. Au total, quatre essais ont été réalisés pour faire le calcul de la moyenne de k_{sat} . Ces essais ont été réalisés à température ambiante du laboratoire, soit 20°C. Pour la détermination de k_{sat} de la roche concassée, un perméamètre à paroi rigide et la technique de la charge constante ont été utilisés (ASTM D2434-68; ASTM, 2006) par Coulombe (2012).

Puisque les modèles physiques (colonnes expérimentales) ont été soumis à des cycles de gel-dégel afin de simuler des conditions climatiques de Mine Raglan, la valeur de k_{sat} a été déterminée plusieurs fois à la suite de cycles de G/D. L'essai de perméabilité réalisé avant et après cycles de G/D est similaire à celui décrit précédemment. Le même échantillon utilisé pour mesurer le k_{sat} initialement a été gelé dans un congélateur à environ -20°C et dégelé à température ambiante du laboratoire (20°C). Pour simuler une pénétration du gel du haut vers le bas, les échantillons ont été isolés en dessous et sur les côtés à l'aide d'une matière isolante, le polystyrène (voir figure 3.4). Le suivi de la température a été réalisé à l'aide d'une sonde RT-1 positionnée entre le perméamètre et l'isolant. Le perméamètre a été soumis au même nombre de cycles de gel-dégel que les modèles physiques (8 cycles).



Figure 3.4 : Perméamètre isolé avec du polystyrène et utilisé pour l'essai de la conductivité hydraulique saturé soumis à des cycles de gels et dégels

3.2.8 Conductivité thermique

Les paramètres thermiques tels que la conductivité thermique (λ) des résidus et des matériaux de recouvrement influencent la vitesse à laquelle les transferts de chaleur se produisent dans le recouvrement et dans les résidus.

La conductivité thermique des résidus désulfurés a été déterminée dans les laboratoires de l'Université Laval. La technique utilisée est basée sur la norme ASTM D5334 (ASTM, 2014b) et consiste à introduire un instrument de mesure appelé sonde à aiguille TP08 de *Hukseflux Thermal Sensors* au centre d'un échantillon de résidus désulfurés pour évaluer sa conductivité thermique gelée (λ_f) et non gelé (λ_u) (Coulombe, 2012; Nixon, 2000). La sonde est équipée d'un élément chauffant et d'un capteur de température. La précision de l'appareil est de $\pm 3 \%$ de la valeur mesurée pour des particules de diamètre inférieur à 0,5 mm. Au préalable, un échantillon (1,2 kg) de résidus désulfurés #1 a été saturé à 94% et compacté à une masse volumique de 1644 kg/m^3 pour atteindre une porosité n de 0,42 dans un moule (7,5 cm de diamètre x 18,6 cm d'épaisseur) de plastique résistant au froid. Même si la composition minéralogique et les propriétés physiques sont similaires, l'essai a été réalisé sur un échantillon de résidus désulfurés #2 afin de vérifier que les

résultats λ sont équivalents à ceux des résidus désulfurés #1. L'échantillon (1,2 kg) de résidus désulfurés #2 a été analysé pour différentes températures (5 et -5°C) à un $S_r = 98\%$ et pour une compaction à une masse volumique de 1607 kg/m^3 correspondant à une porosité n de 0,43. Une saturation complète des résidus désulfurés a été visée afin d'évaluer leur comportement thermique dans un état similaire à celui retrouvé dans la CRH d'une CIEBC. Lorsque l'échantillon est prêt à être analysé, un courant et une tension connue sont appliqués à la sonde pour une température cible et λ est obtenue à l'aide des équations décrites dans la norme.

L'essai a été réalisé sur les résidus désulfurés #1 et #2 pour les températures respectives suivantes : 5, 0, -1, -5, -9, -13°C et 5, -5 dans une chambre à congélation pendant environ 7 jours. Afin, d'éviter des fluctuations de température drastiques, l'échantillon est placé avec la sonde dans un contenant de polystyrène et ensuite dans une chambre à congélation. La figure 3.5 présente le montage requis pour l'analyse.



Figure 3.5 : Montage utilisé pour déterminer la conductivité thermique gelée et non gelée

Les propriétés thermiques de la roche concassée ont aussi été évaluées par Coulombe (2012) à l'aide d'une cellule de transfert thermique équipée de fluxmètres (Côté and Konrad, 2005a) pour différents degrés de saturation (entre 4 et 57%). À des fins de comparaison, le modèle de prédiction

de la conductivité thermique ainsi que la méthode de la moyenne géométrique suggérée par Côté and Konrad (2005a) a été utilisée afin de déterminer la conductivité thermique des grains solides (λ_s). Elle consiste à calculer λ_s à l'aide de la composition minéralogique des résidus ainsi que de la conductivité thermique des minéraux présents.

3.2.9 Réactivité des résidus désulfurés

Il est possible que la présence de sulfures résiduels dans les résidus désulfurés puisse consommer une partie de l'oxygène diffusif qui migre à travers la couche de résidus désulfurés de la CIEBC. De manière à considérer tous les paramètres pouvant affecter la migration de l'oxygène à travers la CIEBC testée, le coefficient de réactivité des résidus (K_r) doit être évalué et pris en compte en plus du D_e . Le paramètre K_r des résidus désulfurés #1 et #2 a donc été mesuré expérimentalement à l'aide d'une chambre à deux cellules de diffusion/consommation (Mbonimpa et al., 2003). Cette approche consiste à placer l'échantillon testé entre deux géotextiles et deux plaques perforées dans une chambre (10 cm de diamètre et 70 cm de hauteur) fait de plexiglass. Deux chambres (chambre #1 du haut: 10 cm x 11 cm; chambre #2 du bas: 10 cm x 5 cm) localisées de part et d'autre de l'échantillon permettent de mesurer la concentration en O_2 à l'aide de capteurs Apogee SO-110 qui ont une sensibilité de $\pm 1\%$ O_2 . Selon Coulombe (2012), les conditions favorables à l'oxydation des résidus Raglan sont typiquement entre $49\% < S_r < 60\%$; le S_r de l'échantillon testé a donc été ciblé à des valeurs autour de 50%, avec une porosité de 0,43.

Avant le test, la cellule est scellée et l'oxygène est purgé avec de l'azote jusqu'à ce que la concentration en O_2 devienne égale à 0% dans les deux chambres. Le test débute lorsque le couvercle au-dessus de la cellule est temporairement soulevé afin d'introduire de l' O_2 atmosphérique dans la chambre au-dessus de l'échantillon. La concentration d' O_2 est mesurée dans les deux chambres jusqu'à ce que les valeurs soient similaires et stables (voir Demers, 2008 pour des exemples de profils typiques de concentration d' O_2). La durée du test est approximativement de 4 jours. Le modèle numérique POLLUTE est ensuite utilisé pour simuler la migration de l' O_2 à travers l'échantillon testé dans la cellule de diffusion/consommation afin de déterminer la valeur de K_r . Ce logiciel a précédemment été utilisé par d'autres pour déterminer le coefficient de diffusion d' O_2 et le flux d' O_2 à travers une variété de matériaux réactifs et non-réactifs ainsi que

pour mesurer le K_r (ex: Yanful, 1993; Aubertin et al., 1995, 2000; Mbonimpa et al., 2003, 2011; Aachib et al., 2004; Gosselin 2007; Demers, 2008; Boulanger-Martel et al. 2016). Pour réaliser l'analyse numérique, certains paramètres doivent être entrés dans le modèle; la porosité ($n=\theta_{eq}$ =porosité équivalente), la vélocité de Darcy ($v=0$), le temps de demi-vie de dégradation $t^*_{1/2}$ et le coefficient de dispersion hydrodynamique ($D^*=D_e\theta_{eq}$). La porosité équivalente est un paramètre qui a été introduit pour tenir compte du transport d'oxygène qui se produit à la fois dans l'air (θ_a , la teneur en air volumique) et dans l'eau (θ_w , la teneur en eau volumique; Aubertin et al., 1999, 2000):

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w \quad [3.13]$$

Où H correspond à la constante d'équilibre dimensionnelle de Henry ($\sim 0,03$ à 20°C). Le paramètre D_e est calculé à partir du model de Aachib et al. (2004). Ce modèle est une expression semi-empirique qui a été développée pour estimer la valeur de D_e basée sur les propriétés des matériaux, tel que la porosité, la teneur en eau et en air volumique de l'échantillon testé (Aachib et al., 2004):

$$D_e = \frac{1}{n^2} (D_a^0 \theta_a^{p_a} + H D_w^0 \theta_w^{p_w}) \quad [3.14]$$

Où D_a^0 et D_w^0 sont les coefficients de diffusion d' O_2 de l'air et de l'eau, p_a et p_w sont respectivement liés à la tortuosité dans les phases interstitielles gazeuses et liquides. Comme suggéré par Aachib et al. (2004), les valeurs $p_a = p_w = 3,4$ ont été utilisées dans cette étude. Dans POLLUTE, la réactivité est représentée par $t^*_{1/2}$ (Mbonimpa et al., 2003):

$$t^*_{1/2} = \frac{\ln 2}{K_r^*} = \theta_{eq} \frac{\ln 2}{K_r} \quad [3.15]$$

Où $K_r^*(=K_r/\theta_{eq})$ est le coefficient de taux de réaction apparent. Au sommet du modèle, soit dans la chambre #1, une condition frontière de masse finie (concentration en O_2 atmosphérique initiale = $8,62 \text{ mol/m}^3$ et hauteur de la chambre #1) a été imposée tandis que des conditions de sorties fixes (diamètre et épaisseur de l'échantillon, la hauteur de la chambre #2 et une porosité=1 qui signifie que toutes les vides sont remplis par l'oxygène) ont été établies à la base du modèle. Les

caractéristiques des matériaux et le modèle numérique conceptuel sont résumés à la figure 3.6. Étant donné que le degré de saturation et la porosité sont connus de façon précise et que la relation Aachib et al. (2004) permet une estimation qui est près de la valeur réelle, le D_e a été entré dans le logiciel comme valeur fixe et la valeur de K_r (ou $t^*_{1/2}$) est modifié jusqu'à ce que les concentrations d' O_2 prédites par POLLUTE correspondent aux observations.

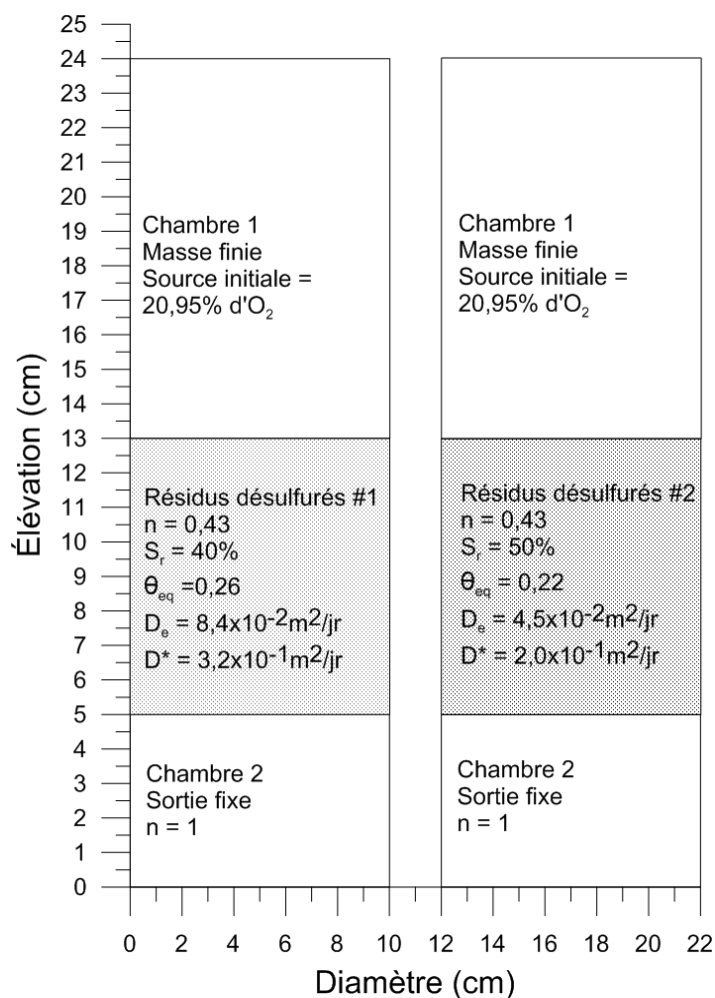


Figure 3.6 : Modèle numérique pour la simulation des profils d'oxygène de l'essai en cellule de diffusion/consommation

3.2.10 Modélisation physique

Des tests en colonne ont été effectués pour évaluer la performance des CIEBC constituées de résidus désulfurés pour contrôler la migration de l'oxygène dans des conditions climatiques nordiques. Les principales propriétés de ces colonnes sont présentées dans ce qui suit.

3.2.10.1 Description des colonnes

La configuration des colonnes instrumentées est illustrée à la figure 3.7. Deux colonnes de 2,2 m (correspond à l'épaisseur du recouvrement isolant prévu initialement à la Mine Raglan) de haut avec un diamètre de 0,14 m ont été construites avec différentes configurations de CIEBC. Les CIEBC ont une couche de support de 1 m pour générer les effets de barrière capillaire, une CRH de 0,7 m et une couche protectrice de 0,4 m. Les couches de support et protectrice sont constituées de roche concassée tandis que les résidus désulfurés #1 et #2 ont été utilisés pour les CRH colonnes 1 (C1) et 2 (C2) respectivement. Pour la roche concassée, le compactage a été effectué avec l'énergie nécessaire pour atteindre une porosité d'environ 0,25, ce qui correspond à un ρ_d de 2260 kg/m³. Pour les résidus désulfurés, le compactage a permis d'atteindre une porosité entre 0,36 et 0,40. La teneur en eau volumique initiale est d'environ 0,36 (ce qui correspond à un S_r entre 90 et 100%) pour les résidus désulfurés. Pour faciliter l'installation, les colonnes ont été remplies de couches successives d'environ 1,5 kg (correspondant approximativement à une épaisseur de 0,1 m) de matériaux de recouvrement qui ont été compactées pour atteindre les porosités ciblées.

Les colonnes sont constituées de plastique haute densité (HDPE de 7/8 po d'épaisseur). En raison de leur taille, les colonnes C1 et C2 ont été segmentées en 2 parties pour faciliter la mise en place de l'instrumentation et le remplissage. L'articulation entre les deux sections de colonne est située au-dessus du bris capillaire du bas, dans le bas de la CRH (voir la figure 3.7). Les joints Vitaulic® ont été utilisés pour cette jonction et à la base des colonnes. Les bases des colonnes sont des supports en polyéthylène sur mesure conçus pour recevoir une plaque céramique poreuse. Ces bases ont également été équipées de raccords de tubes pour permettre le drainage de l'eau et la saturation de la plaque céramique. De l'eau de drainage est récupérée au bas des colonnes pour être analysée. Le pH, la conductivité électrique (Cond) et le potentiel d'oxydoréduction (Eh) sont

mesurés à l'aide d'une électrode numérique. L'acide sulfurique et l'hydroxyde de sodium sont des solutions de titration qui permettent d'abaisser le pH jusqu'à 4,5 et de l'augmenter jusqu'à 8,3 pour mesurer l'alcalinité et l'acidité totale. Pour ces analyses, un titreur automatique et une sonde de pH sont nécessaires. La concentration en métaux dissous dans les eaux d'exfiltration est analysée avec un ICP-AES de type Perkin Elmer 3000 DV. Des valves de purge de gaz ont été installées dans les sections inférieures des colonnes.

Les colonnes C1 et C2 ont été instrumentées à différentes hauteurs (voir la figure 3.7) avec sept sondes Decagon 5TM qui mesurent la température et la teneur en eau volumique. La sonde Decagon 5TM utilise la technique du Domaine de Fréquence (FD) (ex: Malicki, 1983; Robinson et Dean, 1993; Hilhorst et Dirksen, 1994) pour estimer θ_w . Lorsqu'elle est calibrée avec un matériau spécifique, la sonde a une précision de $\pm 0,03 \text{ m}^3/\text{m}^3$ pour une plage de 0 à 100% d'humidité. L'enregistreur de données Em50 interprète automatiquement les signaux électriques envoyés par les sondes pour donner une valeur volumique de la teneur en eau selon l'étalonnage du fabricant; les valeurs ont été corrigées avec une équation d'étalonnage spécifique pour chaque matériau. La calibration de la sonde 5TM pour les résidus désulfurés et la roche concassée est présentée à l'annexe A. Une sonde Decagon MPS-1 a également été installée au centre de la CRH pour les mesures de succions matricielles; les résultats obtenus avec cette sonde ont été peu concluants et ne seront pas discutés plus en détails dans ce travail. Les capteurs Apogee SO-110 ont été utilisés pour enregistrer les concentrations d'O₂ à 5 cm au-dessous de la CRH, à l'intérieur de la couche de bris capillaire du bas (figure 3-1). Des ports d'échantillonnage de gaz (voir Demers et al., 2009 pour plus de détails) ont été ajoutés pour mesurer la concentration d'O₂ à différentes hauteurs dans les colonnes (voir figure 3-1); ces mesures ont été utilisées pour étalonner les capteurs O₂ (Boulanger-Martel et al., 2015) et pour calculer le flux d'oxygène à l'aide de la méthode du gradient d'oxygène (Demers, 2008). Pour représenter des conditions plus réalistes, les colonnes ont été isolées avec 25,4 cm de styromousse pour favoriser une pénétration unidimensionnelle du gel et du dégel.

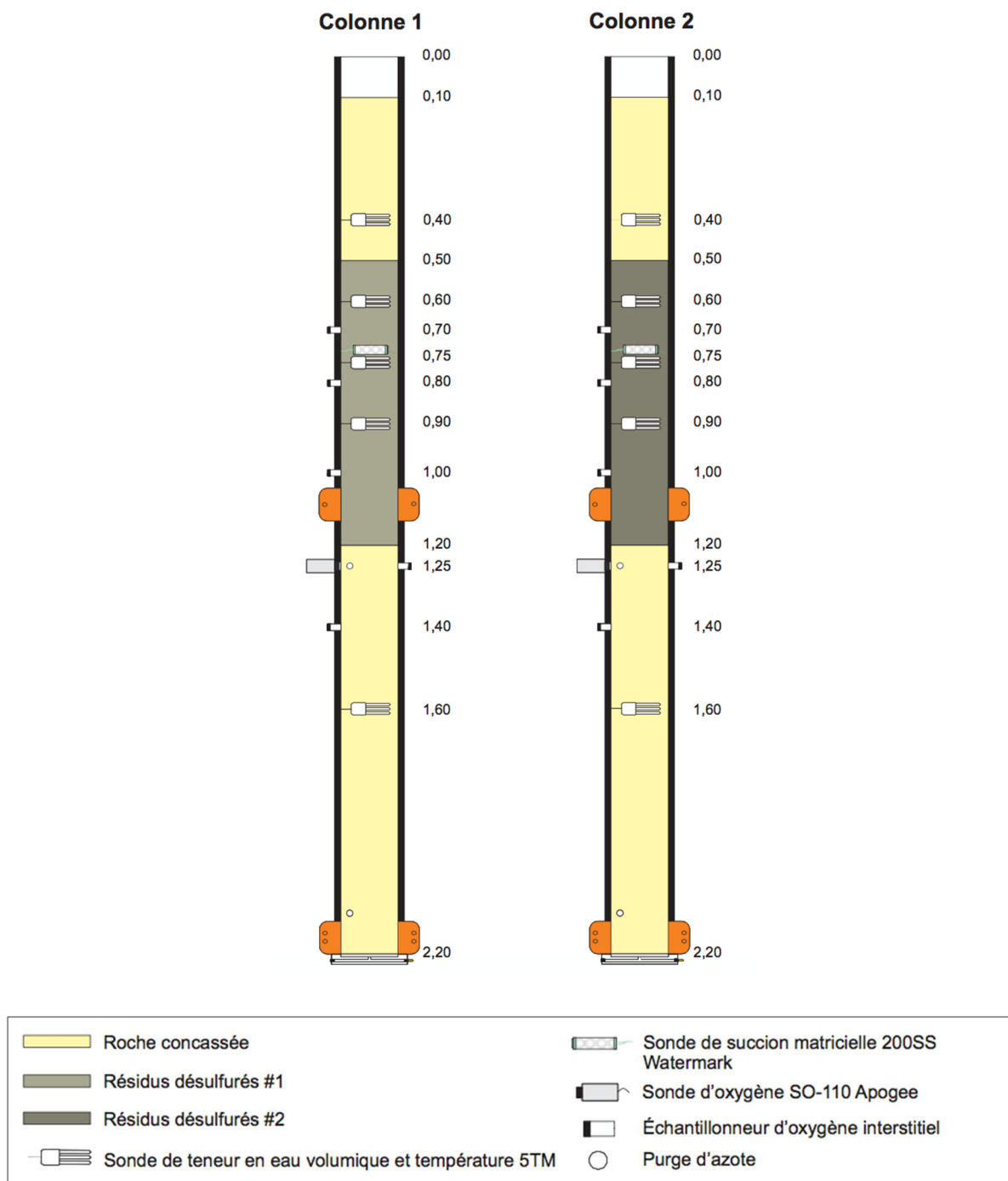


Figure 3.7 : Colonnes 1 et 2

3.2.10.2 Approche expérimentale

Le rôle des essais en laboratoire des colonnes C1 et C2 est d'évaluer la performance des CIEBC constituées de résidus désulfurés pour contrôler la migration de l'oxygène et l'influence des cycles de gel et dégel sur cette performance. Une séquence de tests typiques pour un seul cycle est montrée à la figure 3.8. Les colonnes ont d'abord été exposées à la température ambiante (5°C) pendant une période de 27 jours. Durant cette période, un test d'infiltration (M/D) a été effectué durant 7 jours à température ambiante avec l'addition de 2×1,6 L d'eau au sommet de chaque colonne. La première addition d'eau a été effectuée au début de l'essai et la seconde 24 heures plus tard. Cette partie de l'essai sert à simuler l'infiltration d'eau en période de dégel et à évaluer la capacité de la CRH à se recharger après le drainage. La qualité de l'eau lixiviée (pH, Eh, conductivité, acidité, alcalinité) a été mesurée pour chaque colonne. Ensuite, une autre période de drainage de 10 jours où les colonnes ont été exposées à la température ambiante a été appliquée. Par la suite, un cycle de G/D de 20 jours a été imposé aux colonnes (10 jours de gel et 10 jours de dégel; ce temps garanti le gel et dégel complets des CIEBC). Les essais ont été effectués dans un congélateur industriel équipé d'un control PID qui permet de simuler des températures représentatives des conditions du site minier Raglan; les températures ont été fixées à 5°C pour les cycles de dégel et à -13°C pour les cycles de gel. Des conditions d'essai similaires ont été utilisées par Boulanger-Martel et al. (2015, 2016). Au total, les colonnes ont été soumises à huit cycles complets de G/D et de M/D sur approximativement une année. Il est à noter que les mesures de concentration d'oxygène n'ont pas été effectuées à chaque cycle; dans cette étude, les mesures de concentration d'oxygène ont été prises une fois par jour pendant douze jours au dernier cycle de dégel. Les échantillons de gaz sont prélevés à l'aide d'une seringue sur des ports d'échantillonnage placés à différentes hauteurs des colonnes et analysés au moyen d'un chromatographe en phase gazeuse. Les mesures représentatives de la concentration d'O₂ au jour 6 ont été utilisées pour le calcul du flux d'oxygène.

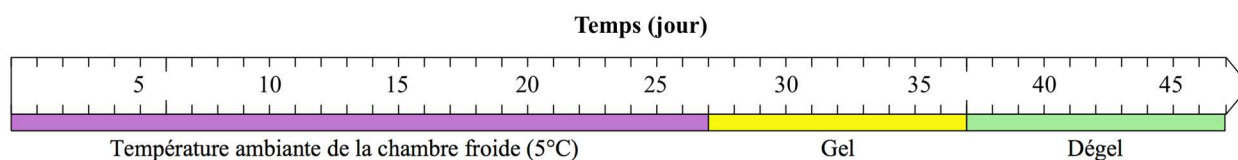


Figure 3.8 : Tests typiques réalisés sur les colonnes pour un seul cycle

3.3 Résultats de la caractérisation des matériaux

La section suivante présente les principales caractéristiques physiques, chimiques, minéralogiques, hydrogéologique, thermiques et la réactivité des matériaux de recouvrement. Certains résultats sont comparés aux prédictions calculées selon les modèles qui seront présentés.

3.3.1 Analyse granulométrique

La figure 3.9 présente les courbes granulométriques des matériaux de recouvrements utilisés, soit les résidus désulfurés #1 et #2 ainsi que celles de la roche concassée.

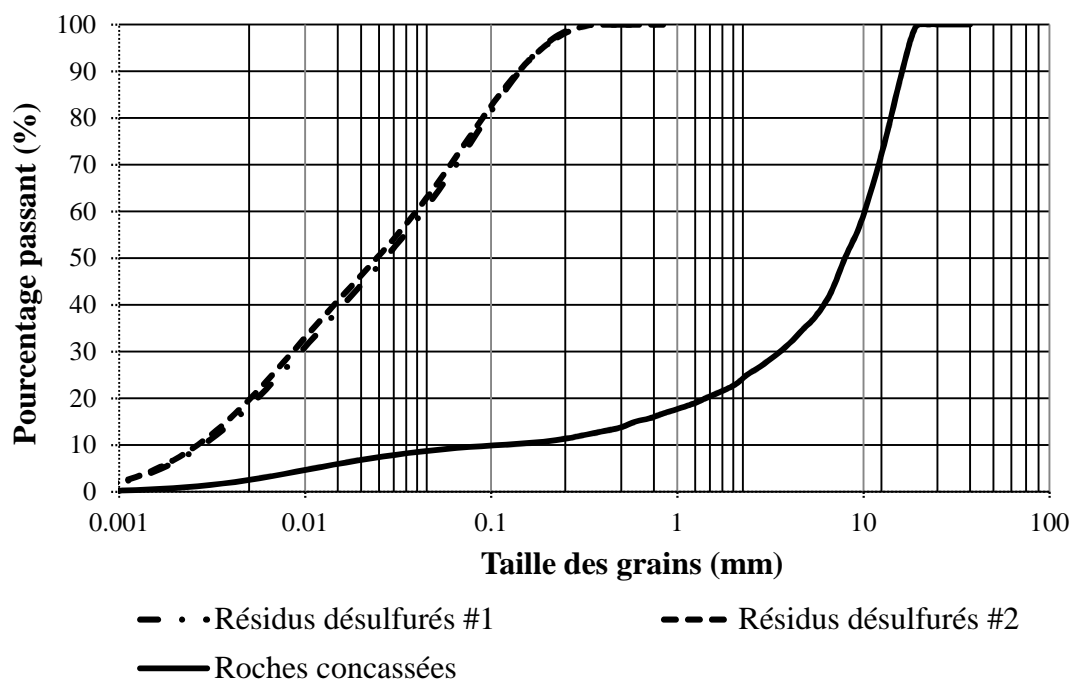


Figure 3.9 : Courbe granulométrique des résidus désulfurés et des roches concassées

Certains paramètres granulométriques sont également présentés au tableau 3.1. Pour les résidus désulfurés, les diamètres correspondant à 10 et 60 % passant (D_{10} et D_{60}) sont respectivement à 0,0026 et 0,0028 mm et 0,0395 et 0,0153 mm. Les valeurs de C_U et C_C varient entre 0,7 et 0,8 et 15,0 et 15,3 respectivement. Les pourcentages passant à 0,002 mm et 0,08 mm sont d'environ 6% et 75% respectivement. Pour ce qui est de la roche concassée, le D_{10} et D_{60} varient entre 0,104 et

10 mm et 6,4 et 0,008 mm respectivement selon les courbes granulométriques obtenues par Coulombe (2012). La valeur de C_c est de 11,1 alors que le C_u est de 96,2. Le pourcentage en particules fines ($<80 \mu\text{m}$) est d'environ 6%. Selon la classification des sols de l'USCS (McCarthy, 2007), les résidus désulfurés sont considérés comme des silts à faible plasticité (ML, comme d'autres résidus miniers de mines en roche dure, Bussière, 2007) et la roche concassée est classée comme un gravier bien étalé (GW). En fonction de la distribution granulométrique, le contraste des propriétés entre les matériaux fin et grossier semble suffisant pour permettre la création des effets de barrière capillaires souhaités; ceci sera validé en comparant les propriétés hydrogéologiques des matériaux.

Tableau 3.1 : Caractéristiques granulométriques des résidus désulfurés et de la roche concassée

| Matériel | D₁₀ mm | D₃₀ mm | D₅₀ mm | D₆₀ mm | C_c | C_u |
|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|----------------------|----------------------|
| Résidus désulfurés #1 | 0,002 8 | 0,0095 | 0,0268 | 0,043 | 0,8 | 15,3 |
| Résidus désulfurés #2 | 0,002 6 | 0,0086 | 0,0243 | 0,0395 | 0,7 | 15,0 |
| Roche concassée | 0,104 | 3,4 | 8 | 10 | 11,1 | 96,2 |

3.3.2 Densité relative

Les densités relatives des grains solides des résidus désulfurés et de la roche concassés sont présentées au tableau 3.2. Les valeurs D_r sont semblables pour les résidus désulfurés (2,86), mais le D_r est légèrement plus élevé (3,01) pour la roche concassée en raison du poids moléculaire de l'épidote (voir tableau 3-8). Dans la littérature, des valeurs de D_r inférieures à 2,9 sont généralement associées à des résidus faiblement sulfureux (Vick, 1990; Bussière, 2007). La valeur D_r de la roche concassée concorde bien avec celle ($D_r=2,930$) mentionnée dans les études précédentes (SNC Lavalin, 2009; Nemcsok, 2009; Ethier, 2011).

Tableau 3.2 : Densité relative des résidus désulfurés et de la roche concassée

| Matériel | D_r |
|--|----------------------|
| Résidus désulfurés #1 = résidus désulfurés #2 | 2,84 |
| Roches concassées | 3,01 |

3.3.3 Résultats des essais de compactage

Les résultats des essais de compactage selon le test du Proctor modifié sont présentés au tableau 3.3. Au total, cinq essais de compactage ont été réalisés afin d'obtenir la courbe de compactage complète des résidus désulfurés et ainsi définir la valeur optimale de la teneur en eau et de la masse volumique sèche indiquées par le sommet de la courbe. La figure 3.10 présente la courbe de compactage de l'essai Proctor modifié ainsi que la courbe correspondant à un degré de saturation de 100%. L'optimum Proctor est observé pour un ρ_{dmax} de 2010 kg/m³, qui correspond à une teneur en eau de 10,4 %. Ces valeurs sont typiques pour des résidus miniers (Aubertin et al. 1996, Bussière, 2007).

Tableau 3.3 : Résultats de compactage avec l'essai Proctor modifié

| w % | ρ_h (kg/m³) | ρ_d (kg/m³) | n | S_r % |
|----------------------|---|---|----------|----------------------------------|
| 4,8 | 1927 | 1840 | 0,35 | 33 |
| 9,1 | 2156 | 1976 | 0,31 | 53 |
| 10,8 | 2228 | 2010 | 0,29 | 61 |
| 13,6 | 2122 | 1869 | 0,34 | 89 |
| 14,1 | 2120 | 1857 | 0,35 | 94 |

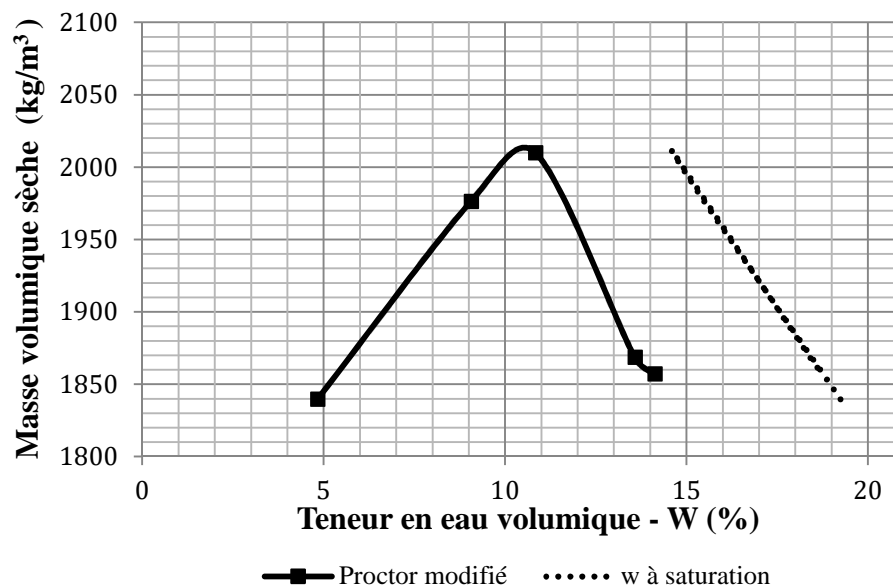


Figure 3.10 : Courbe de compactage de l'essai Proctor modifié pour les résidus désulfurés #1

3.3.4 Composition élémentaire par ICP-AES

Le tableau 3.5 présente les résultats de l'analyse ICP-AES pour les résidus désulfurés #1 et #2 en partie par million (ppm). La concentration des éléments inférieure à la limite de détection n'est pas incluse dans ce tableau. D'après ce dernier, la composition élémentaire des deux types de résidus est similaire. Les principaux éléments sont l'aluminium, le calcium, le fer, le magnésium et le soufre. La concentration en soufre du résidu désulfuré #2 confirme que le dopage en concentré de sulfure a bien été dosé puisque le but était d'atteindre une concentration deux fois plus élevée que celle dans le résidu désulfuré #1. Ces résultats correspondent bien à la composition chimique analysée par XRF et au four à induction. Ces mêmes éléments sont aussi retrouvés dans la minéralogie analysée par DRX.

Tableau 3.4 : Résultats de l'analyse ICP-AES pour les résidus désulfurés #1 et #2

| Composition chimique (ppm) | Limite de détection | Résidus désulfurés #1 | Résidus désulfurés #2 |
|-----------------------------------|----------------------------|------------------------------|------------------------------|
| Al | 0,07 | 33010 | 30160 |
| As | 0,03 | 1,5 | 0,8 |
| Ba | 0,02 | 55 | 52 |
| Ca | 0,01 | 33790 | 30060 |
| Cr | 0,01 | 1840 | 1789 |
| Cu | 0,01 | 862 | 1024 |
| Fe | 0,005 | 83260 | 77570 |
| K | n/d | 1950 | 1840 |
| Mg | 0,005 | 151900 | 141800 |
| Mn | 0,002 | 1199 | 1219 |
| Na | 0,2 | 3780 | 4030 |
| Ni | 0,004 | 1042 | 1398 |
| S | 0,03 | 4039 | 8041 |
| Sb | n/d | <5 | 374 |
| Se | 0,07 | 327 | 133 |
| Ti | n/d | 2118 | 1940 |
| Zn | 0,02 | 78 | 69 |

3.3.5 Composition élémentaire par XRF

Les résultats de l'analyse XRF sur disque fusionné au métaborate de lithium pour les résidus désulfurés #1 et #2 sont présentés au tableau 3.6. Les concentrations inférieures à la limite de détection ne sont pas incluses dans ce tableau. La composition chimique des deux résidus est pratiquement la même. Elle comprend majoritairement du dioxyde de silicium et des oxydes de magnésium et de fer. Ces résultats concordent avec ceux de l'analyse ICP-AES.

Tableau 3.5 : Résultats de l'analyse XRF pour les résidus désulfurés #1 et #2

| Composition chimique (%) | Résidus désulfurés #1 | Résidus désulfurés #2 |
|------------------------------------|------------------------------|------------------------------|
| SiO₂ | 40,5 | 40 |
| Al₂O₃ | 5,98 | 5,91 |
| Fe₂O₃ | 11,3 | 12,1 |
| MgO | 25,7 | 25,4 |
| CaO | 4,92 | 4,78 |
| Na₂O | 0,59 | 0,57 |
| K₂O | 0,23 | 0,22 |
| TiO₂ | 0,37 | 0,37 |
| P₂O₅ | 0,02 | 0,03 |
| MnO | 0,19 | 0,19 |
| Cr₂O₃ | 0,47 | 0,46 |
| V₂O₅ | 0,02 | 0,02 |

3.3.6 Analyse soufre/carbone

Les résultats de l'analyse soufre-carbone par la fournaise à induction pour les résidus désulfurés #1 et #2 sont présentés au tableau 3.7. Pour la même quantité de carbone, les résidus désulfurés #2 contiennent 2 fois plus de soufre (0,462% et 0,805% respectivement). Pour la roche concassée, le contenu en soufre est de 0,24%.

Tableau 3.6 : Résultats de l'analyse soufre/carbone des résidus désulfurés #1 et #2

| Composition chimique (%) | Résidus désulfurés #1 | Résidus désulfurés #2 | Roche concassée* |
|---------------------------------|------------------------------|------------------------------|-------------------------|
| Soufre | 0,462 | 0,805 | 0,24 |
| Carbone | 0,26 | 0,26 | 0,32 |

*Tiré de Coulombe (2012)

3.3.7 Composition minéralogique par DRX et réconciliation

L'analyse par diffraction X a été réalisée sur l'échantillon de résidus désulfurés #1 seulement puisque la composition chimique analysée par ICP-AES et XRF est similaire. Or, la réconciliation chimique et minéralogique a été effectuée pour les résidus désulfurés #1 et #2 vu leur contenu en soufre différent détecté par l'analyse soufre/carbone. Les résidus désulfurés sont essentiellement composés de la lizardite (représente approximativement 30% de la composition minéralogique des

résidus désulfurés), du clinocllore et de l'actinolite (voir tableau 3.8). La pyrrhotite est le principal sulfure résiduel retrouvé dans la matrice des résidus désulfurés. D'ailleurs, le procédé de désulfuration a permis de réduire le contenu en pyrrhotite de 12,5% à 0,64% pour un rendement de 95%. Une portion du concentré de sulfure a été ajoutée aux résidus désulfurés #1 pour créer un second résidu désulfuré avec un contenu en pyrrhotite de 1,55% de façon à simuler une désulfuration moins efficace. Des traces de pentlandite et de chalcopryrite sont observées dans les deux résidus, soit environ 0,29% et 0,40% respectivement. Un seul minéral neutralisant est présent et en faible proportion, il s'agit de la calcite (2,17%). Selon le tableau 3.9, les minéraux identifiés dans la roche concassée sont majoritairement de l'actinolite (33%), albite (14%), anorthite (11%) et épidote (17%).

Tableau 3.7 : Résultats de l'analyse DRX et de la réconciliation chimique et minéralogique pour les résidus désulfurés #1 et #2

| Minéral | Formule chimique | Composition minéralogique (%) | | |
|----------------------|--|---------------------------------|--|--------------------------|
| | | DRX Résidus désulfurés #1 | Réconciliation minéralogique Résidus désulfurés #1 | Résidus désulfurés #2 |
| Actinolite | $\text{Ca}_2(\text{Mg}, \text{Fe}^{++})_5\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$ | 15,97 | 30,00 | 30,00 |
| Albite | $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$ | 9,59 | 2,78 | 3,86 |
| Arsénopyrite | FeAsS | - | 0,01 | 0,01 |
| Calcite | CaCO_3 | 3,14 | 2,17 | 2,17 |
| Chalcopryrite | CuFeS_2 | - | 0,25 | 0,25 |
| Clinocllore | $(\text{Mg}, \text{Fe}^{++})_5\text{Al}(\text{Si}_3, \text{Al})\text{O}_{10}(\text{OH})_8$ | 37,92 | 26,48 | 26,12 |
| Diopside | $\text{CaMgSi}_2\text{O}_6$ | 13,26 | - | - |
| Lizardite | $\text{Mg}_3\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ | 40,5 | 31,81 | 30,90 |
| Magnétite | Fe_3O_4 | 5,14 | 2,56 | 2,00 |
| Orthoclase | KAlSi_3O_8 | - | 1,37 | 1,30 |
| Pentlandite | $(\text{Fe}, \text{Ni})_9\text{S}_8$ | - | 0,29 | 0,40 |
| Pyrrhotite | Fe_{1-x}S | - | 0,64 | 1,55 |
| Quartz | SiO_2 | 3,05 | 1,60 | 1,12 |
| Rutile | TiO_2 | - | 0,30 | 0,30 |

Tableau 3.8 : Résultats de l'analyse DRX pour la roche concassée

| Minéral | Formule chimique | Composition minéralogique (%) |
|-------------------|--|----------------------------------|
| | | DRX Roche concassée* |
| Actinolite | $\text{Ca}_2(\text{Mg}, \text{Fe}^{++})_5\text{Si}_8\text{O}_{22}(\text{OH})_2$ | 33,6 |
| Albite | $\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$ | 14,4 |
| Anorthite | $\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$ | 11,2 |
| Épidote | $\text{Ca}_2(\text{Fe}, \text{Al})\text{Al}_2(\text{SiO}_4)(\text{Si}_2\text{O}_7)\text{O}(\text{OH})$ | 17,5 |
| Quartz | SiO_2 | 8,3 |
| Rutile | TiO_2 | 0,5 |

*Tiré de Coulombe (2012)

3.3.8 Observations au MEB

Les images optiques en électrons rétrodiffusés suivantes permettent d'observer que les sulfures (pyrrhotite, pentlandite, chalcopryrite) résiduels sont peu disponibles à la réaction d'oxydation. En fait, les sulfures sont principalement sous forme d'inclusion dans les minéraux de gangues (lizardite, magnétite). Cela signifie que les sulfures résiduels seront moins réactifs pour générer de l'acidité (plus de détails sur cet aspect sont présentés dans Benzaazoua et al. 2017). Ces observations corroborent les résultats de l'analyse DRX ainsi que la réconciliation minéralogique.

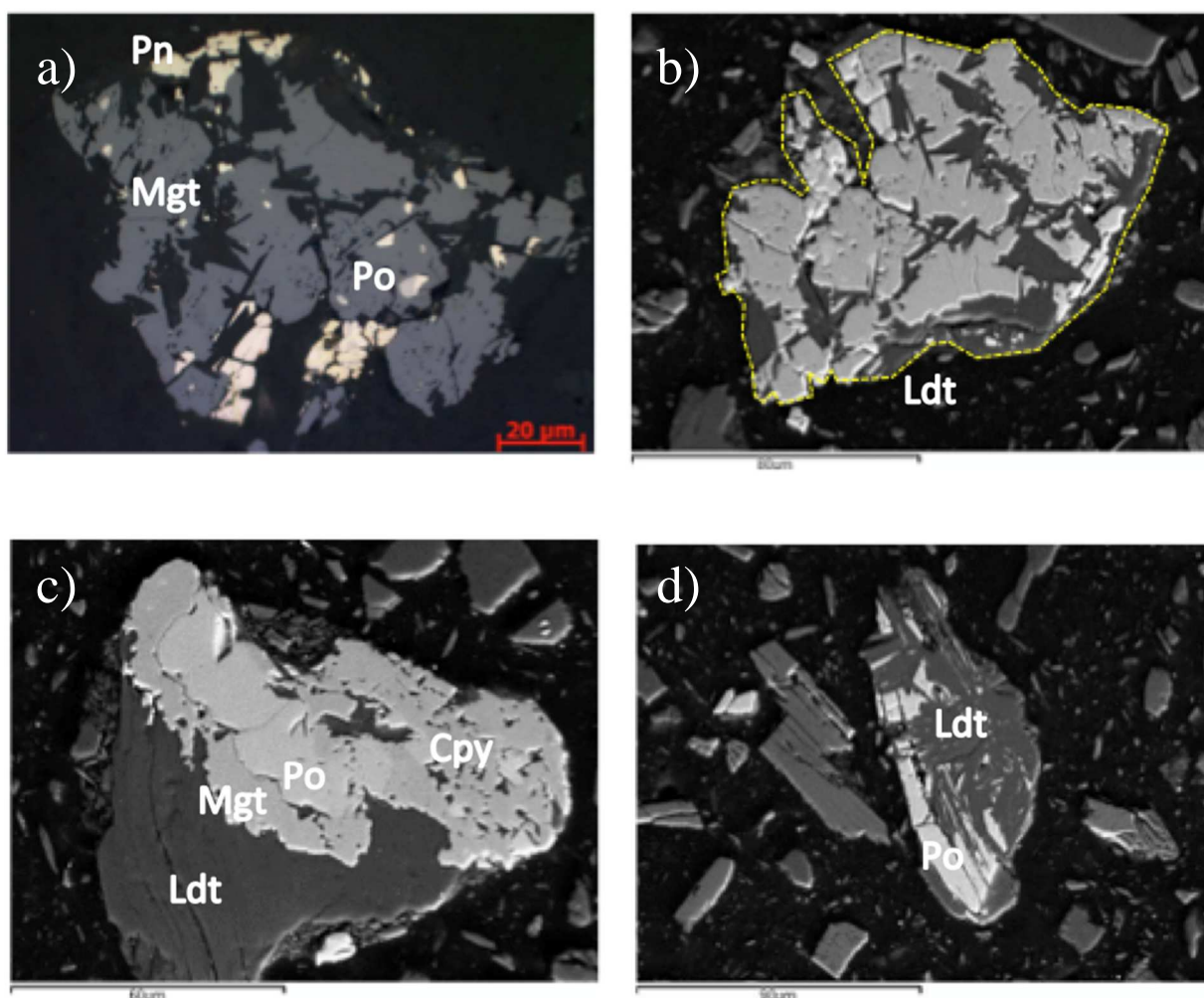


Figure 3.11 : Images observées au microscope électronique à balayage; a) Pentlandite (Pn) et pyrrhotite (Po) incluses dans la magnétite (Mgt); b) Lizardite (Ldt); c) Chalcoppyrite (Cpy), Po et Mgt incluses dans la lizardite; d) Pyrrhotite incluse dans la lizardite

3.3.9 Résultats des essais statiques

Les résultats des essais statiques sont présentés au tableau 3.10. Pour les calculs, les pourcentages de soufre obtenus avec l'analyse soufre/carbone ont été utilisés et ce, en considérant que tout le soufre s'oxyde et que tout le carbone est associé aux minéraux neutralisant (calcite). Pour les deux résidus désulfurés, le PN est supérieur au PA. Le PNN et le PN/PA ne respectent pas les exigences de la D019 pour être considérés non générateur d'acide puisqu'ils sont respectivement inférieurs à 20 kg CaCO₃/tonne et inférieure à 3. De plus, le pourcentage en soufre est supérieur à 0,3%. Selon

la classification du potentiel de génération d'acide des résidus désulfurés (voir le critère ABA et RPN de la figure 3.12), les résidus désulfurés sont classés dans la zone d'incertitude. La qualité de l'eau des essais d'infiltration des colonnes sera discutée au Chapitre 5 pour savoir si les résidus désulfurés #1 et #2 génèrent des contaminants et de l'acidité.

Tableau 3.9 : Résultats des analyses statiques pour les résidus désulfurés #1 et #2

| Propriété statique | Résidus désulfurés #1 | Résidus désulfurés #2 |
|--------------------|-----------------------|-----------------------|
| PN | 28 | 28 |
| PA | 14,44 | 25,16 |
| PNN | 13,56 | 2,84 |
| PN/PA | 1,94 | 1,11 |

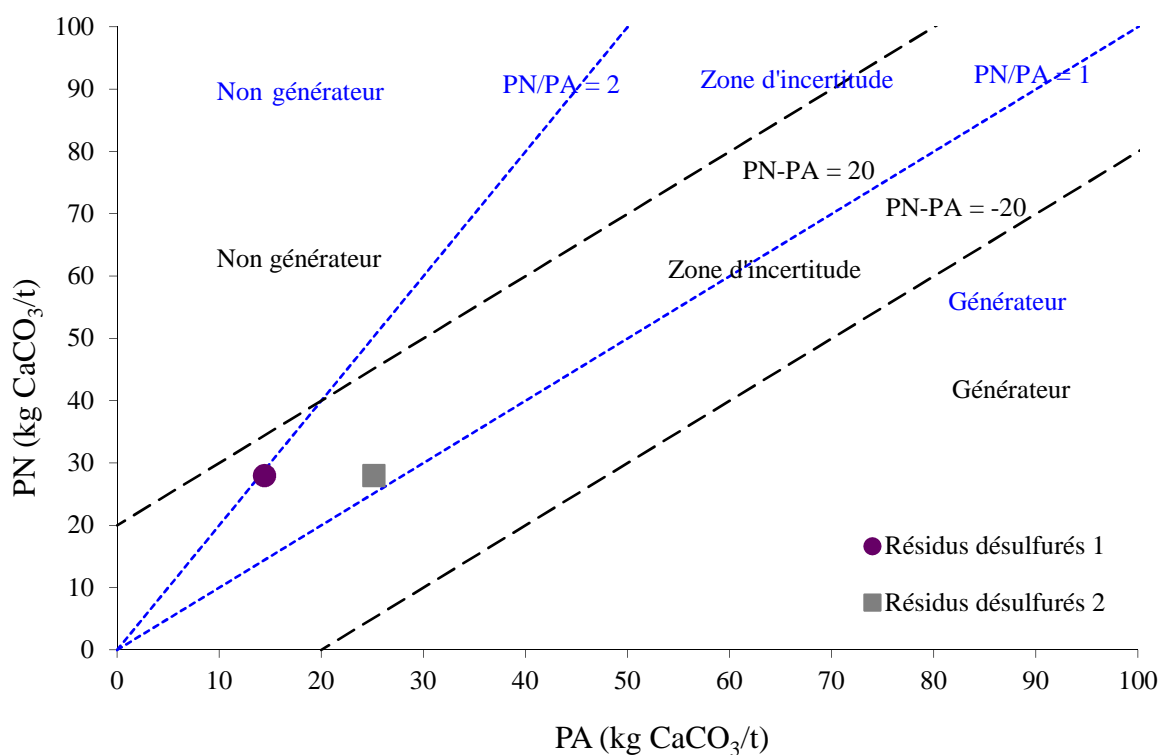


Figure 3.12 : Classification du potentiel de génération d'acide des résidus désulfurés selon le critère ABA et RPN

3.3.10 Propriétés hydrogéologiques

Le tableau 3.11 présente les propriétés hydrogéologiques des résidus désulfurés #1 et #2 et de la roche concassée.

Tableau 3.10 : Propriétés hydrogéologiques des matériaux de recouvrement

| Propriété | Résidus désulfurés #1 | Résidus désulfurés #2 | Roches concassées * |
|---|-----------------------|-----------------------|----------------------|
| AEV (cm) | 160 | | 5 |
| ψ_r (cm) | 10 020 | | 70 |
| θ_s (-) | 0,38 | | 0,38 |
| θ_r (-) | 0,03 | | 0,02 |
| k_{sat} (cm/sec) | $1,1 \times 10^{-5}$ | | $3,4 \times 10^{-1}$ |
| k_{sat} après 8 cycles G/D (cm/sec) | $7,2 \times 10^{-5}$ | | - |

*Tiré de Coulombe (2012)

Les courbes de rétention d'eau des résidus désulfurés #1 et de la roche concassée ont été obtenues respectivement à partir d'un essai en cellule de pression et en colonne. Les essais ont été effectués à une porosité d'échantillon de 0,38 pour la roche concassée et les résidus désulfurés. Les résultats de la courbe de rétention d'eau de la roche concassée sont tirés des travaux de Coulombe (2012). Les CRE des résidus désulfurés #1 et de la roche concassée sont représentées aux figures 3.13 et 3.14 avec un lissage par le modèle de van Genuchten (VG) obtenu à l'aide du code RETC (van Genuchten et al., 1991) (trait plein). Ce modèle descriptif permet de tracer la CRE à partir des points de données $\psi - \theta_u$ obtenus en laboratoire à l'aide de la formule suivante.

$$\theta = \left[\frac{1}{1 + (\alpha_v \psi)^{n_v}} \right]^{m_v} \quad [3.16]$$

Où m_v , n_v et α_v sont des constantes d'ajustement du modèle. À partir de la méthode des tangentes (Fredlund and Xing, 1994) sur la courbe VG, l'AEV est de 160 cm, la succion ψ_r est de 10 020 cm pour une teneur en eau volumique à saturation de 0,38 et une teneur en eau résiduelle de 0,03. À la figure 3.13, on y présente aussi la CRE obtenue avec le modèle prédictif de Kovacs modifié (MK) pour une valeur de porosité de 0,38 (trait pointillé). Ce modèle utilise les propriétés géotechniques des matériaux pour déterminer la CRE. Les équations du modèle sont présentées aux équations

3.17 à 3.22.

$$S_r = \frac{\theta}{n} = 1 - (1 - S_a)(1 - S_c) \quad [3.17]$$

$$S_a = a_c \left(1 - \frac{\ln(1+\psi/\psi_r)}{\ln(1+\psi_0/\psi_r)} \right) \frac{\ln(h_{co}+\psi_n/\psi_n)^{2/3}}{e^{1/3}(\psi/\psi_n)^{1/6}} \quad [3.18]$$

$$S_c = 1 - \left(\left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 + 1 \right)^m \exp \left(-m \left(\frac{h_{co}}{\psi} \right)^2 \right) \quad [3.19]$$

$$h_{co} = \frac{b}{eD_{10}} \quad [3.20]$$

$$h_{co} = \frac{b}{eD_{10}} \quad [3.21]$$

$$b = \frac{0,75 \cos(\beta_d)}{1+1,17 \log(C_u)+1} \quad [3.22]$$

Où h_{co} est la remontée capillaire équivalente, ψ est la succion matricielle, ψ_r la succion résiduelle, m est un coefficient de la distribution de taille des pores ($m=1/C_u$), $\psi_0=10^7$ cm, $\alpha_c=0,01$, $\psi_n=1$ cm, b est un paramètre du modèle et D_H est le diamètre équivalent des grains. La valeur du paramètre β_d est considérée égale à 0 pour des sols en drainage dans l'article d'Aubertin et al. (2003).

De façon générale, l'AEV pour les deux courbes se situe entre 160 cm et 300 cm d'eau. Les résultats présentés dans le tableau 3.11 montrent que les résidus ont de bonnes propriétés de rétention d'eau par rapport à la roche concassée (AEV entre 160 cm et 300 cm d'eau pour les résidus désulfurés, par rapport à 5 cm d'eau pour la roche concassée).

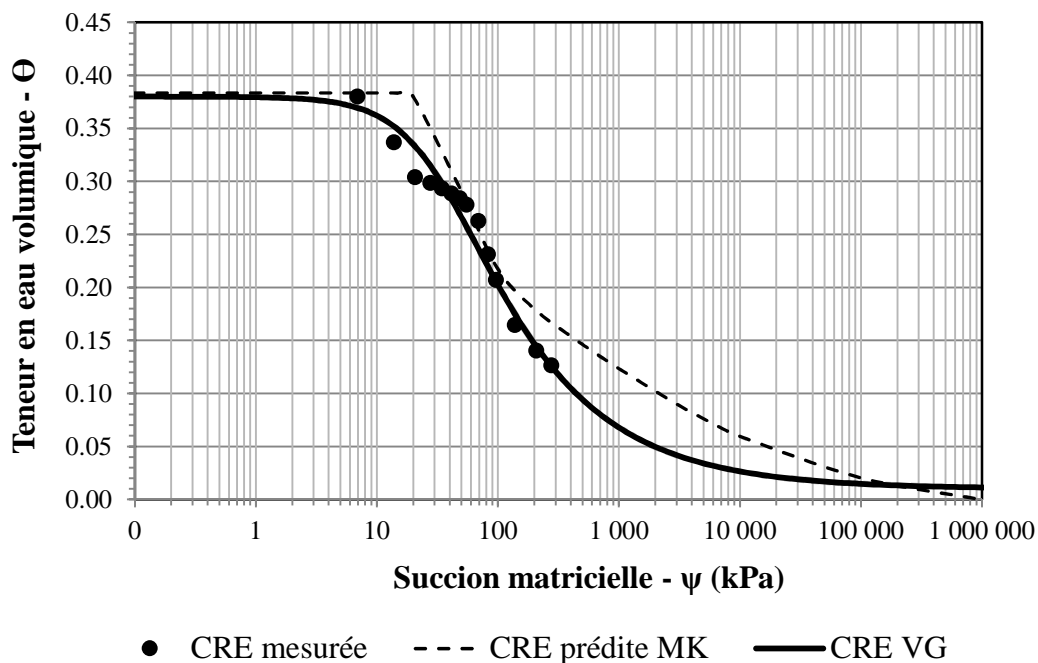


Figure 3.13 : Courbe de rétention d'eau des résidus désulfurés #1 lissée avec le modèle VG et prédite avec le modèle MK

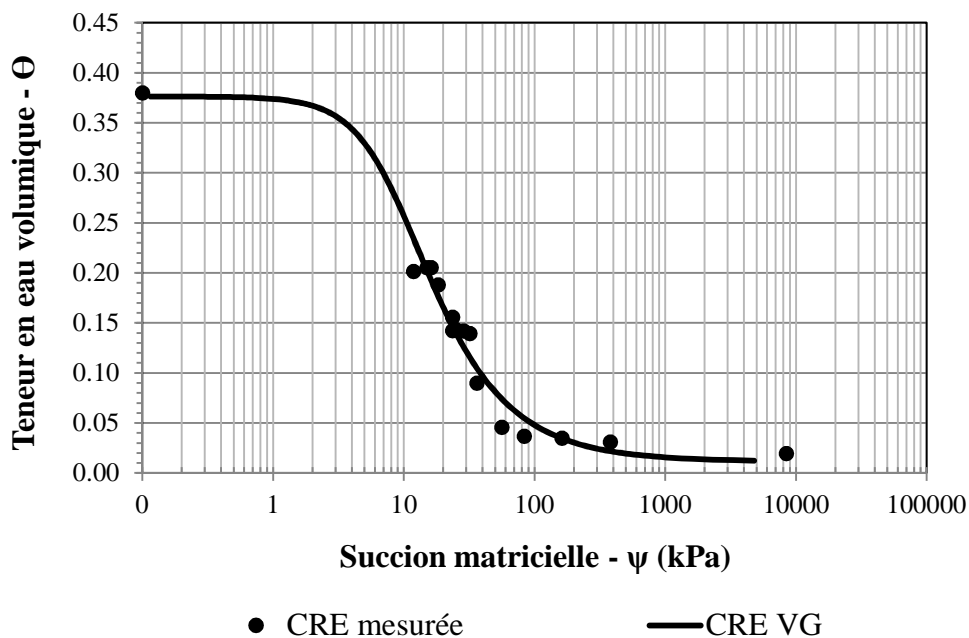


Figure 3.14 : Courbe de rétention d'eau de la roche concassée lissée avec le modèle VG (tirée de Coulombe, 2012)

Les propriétés contrastées des matériaux à grains fins et grossiers devraient permettre la création des effets de barrière capillaires nécessaires au bon fonctionnement de la CIEBC. Pour une CIEBC efficace, l'AEV du matériau à grain fin ne doit pas être atteint avant que le matériau à grain grossier n'atteigne son ψ_r (Bussière et al., 2003). Il est également suggéré que la différence entre le k_{sat} du matériau à grains fins et grossiers soit au moins de trois ordres de grandeur (Aubertin et al., 1995), ce qui est le cas pour ces matériaux. En effet, tel qu'indiqué au tableau 3.11, les valeurs mesurées de k_{sat} sont de $1,1 \times 10^{-5}$ cm/s pour les résidus désulfurés et de $3,4 \times 10^{-1}$ cm/s pour la roche concassée, pour une porosité de 0,38. Le k_{sat} calculé pour les résidus désulfurés avec le modèle prédictif de Kozeny Carman modifié (KCM) de Mbonimpa et al. (2002) pour les sols sans cohésion donne une valeur de $1,1 \times 10^{-5}$ cm/s pour une porosité de 0,38. La valeur prédite avec le modèle KCM se situe donc très près de celle mesurée. Dans le cas de la valeur prédite pour la roche concassée avec le modèle prédictif de KCM de Mbonimpa et al. (2002) pour les sols granulaires ($D_{10}=0,04$ cm et $C_u=20$), on obtient une valeur $2,2 \times 10^{-2}$ cm/s. Cette valeur est de un ordre de grandeur supérieure à celle mesurée (Coulombe, 2012). On suspecte que le modèle surestime de 1 à 2 ordres de grandeur la valeur de k_{sat} en raison de l'hétérogénéité de la roche concassée (Peregoedova, 2012). Néanmoins, la différence dans les valeurs de k_{sat} confirme le contraste hydrogéologique important entre les deux matériaux.

La conductivité hydraulique a également été mesurée sur des résidus désulfurés après des cycles de gel-dégel à l'aide d'un perméamètre à paroi rigide installé dans un congélateur conventionnel. La valeur de k_{sat} mesurée après huit cycles de G/D était de $7,2 \times 10^{-5}$ cm/s tel qu'indiqué à la figure 3.15. Cela indique que les cycles G/D ont un faible impact sur la conductivité hydraulique saturée des résidus désulfurés puisque cette valeur demeure à l'intérieur du même ordre de grandeur que celle de k_{sat} initiale ($1,1 \times 10^{-5}$ cm/s) après huit cycles de G/D.

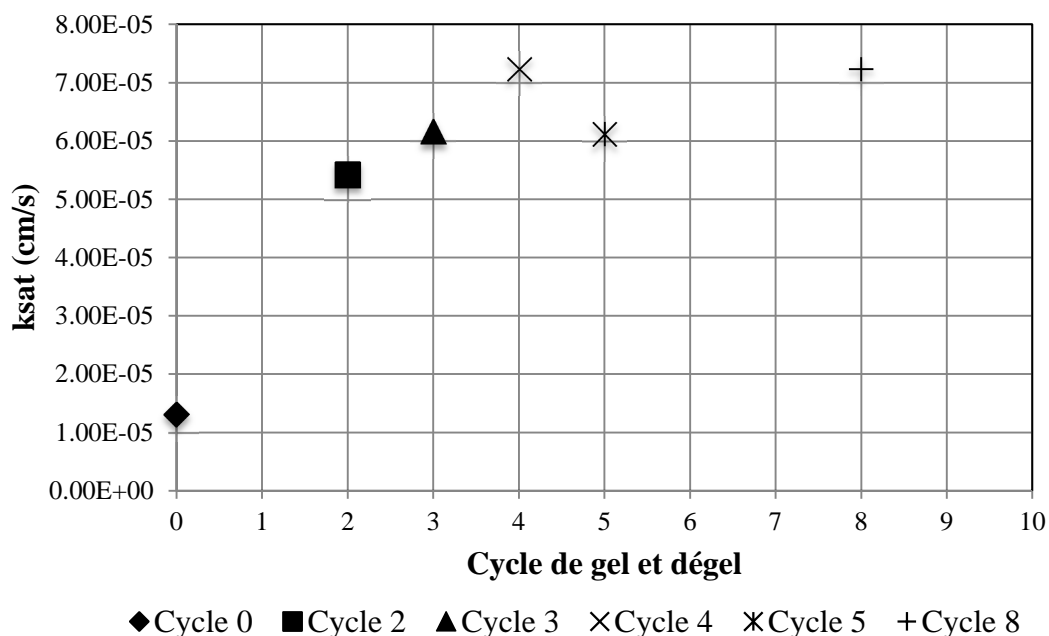


Figure 3.15 : Influence des cycles de gel et dégel sur la conductivité hydraulique des résidus désulfurés #1

3.3.11 Propriétés thermiques

Les mesures de conductivité thermique ont été effectuées près de la saturation dans les états non gelés et gelés pour les résidus désulfurés #1 et #2. Des essais ont été effectués sur des échantillons ayant des porosités totales de 0,42 et 0,43, et des degrés de saturation de 94 et 98% respectivement. Les résidus désulfurés #1 ont été soumis à différentes températures afin de cibler leur phase de solidification. Les températures d'essai pour l'état non gelé et pour l'état gelé des deux types de résidus désulfurés sont répertoriées au tableau 3.12. Prendre note que les résidus désulfurés #2 ont été soumis seulement à deux températures différentes (5°C et $-5^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$) afin de vérifier la concordance des résultats avec ceux des résidus désulfurés #1. La conductivité thermique de la roche concassée a été mesurée pour les températures 10°C et $-10^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ selon Coulombe (2012). Les résultats de conductivités thermiques sont plus élevés à l'état gelé comparativement à l'état non gelé. Il n'y a pas de différence significative entre les valeurs mesurées à -9°C et -13°C , ce qui signifie que la majeure partie de l'eau interstitielle est congelée avant la température -9°C . La différence entre les valeurs de conductivités thermiques des deux types de résidus désulfurés à l'état

non gelé et à l'état gelé est négligeable. De plus, il est possible de constater que la phase de solidification des résidus désulfurés se situe entre 0,18°C et -0,99°C. Les conductivités thermiques obtenues sont résumées dans le tableau 3.12 et sont typiques pour ce type de matériau à grain fin (Côté et Konrad, 2005a, Fredlund et al., 2012).

Tableau 3.11 : Conductivité thermique non gelée et gelée des matériaux de recouvrement

| T_{cible} | Résidus désulfurés #1 | | Résidus désulfurés #2 | | Roches concassées* | |
|--------------------------|------------------------------|---------------------|------------------------------|---------------------|---------------------------------------|---------------------|
| | T _{spécifique} | λ _{Sr 94%} | T | λ _{Sr 98%} | T _{spécifique} ^{ue} | λ _{Sr 27%} |
| °C | °C | W/(m·°C) | °C | W/(m·°C) | °C | W/(m·°C) |
| 10 | - | - | - | - | 10,1 | 1,54 |
| 5 | 5,18 | 1,55 | 5,23 | 1,23 | - | - |
| 0 | 0,18 | 1,55 | - | - | - | - |
| 0 | -0,99 | 2,32 | - | - | - | - |
| -5 | -3,94 | 2,34 | -4,94 | 2,02 | - | - |
| -9 | -9,05 | 2,27 | - | - | - | - |
| -10 | - | - | - | - | -9,9 | 1,65 |
| -13 | -13,03 | 2,26 | - | - | - | - |

*Tiré de Coulombe (2012)

La prédiction de la conductivité thermique peut être calculée à partir du modèle (avec une erreur d'environ ±20%) suggéré par Côté et Konrad (2005a). Ce modèle est présenté aux équations 3.23 à 3.25.

$$\lambda = (\lambda_{sat} - \lambda_{dry})\lambda_r + \lambda_{dry} \quad [3.23]$$

Où λ_{sat} , λ_{dry} , λ_r sont respectivement les conductivités thermiques saturées, sèches et normalisées. Ces paramètres sont décrits dans les équations suivantes. Les symboles θ_u et λ_s correspondent à la teneur en eau non gelée ainsi que la conductivité thermique des solides.

$$\lambda_{sat} = \lambda_s^{1-n} \times 2.24^{n-\theta_u} \times 0.6^{\theta_u} \quad [3.23]$$

$$\lambda_{dry} = \chi \times 10^{\eta n} \quad [3.24]$$

$$\lambda_r = \frac{\kappa S_r}{1 + (\kappa - 1) S_r} \quad [3.25]$$

Les paramètres χ et η prennent en compte l'effet des particules sur la conductivité thermique. Ces paramètres sont déterminés à l'aide d'une régression qui met en relation n et λ_r et dépend de la nature des particules. Dans ce cas-ci, les matériaux utilisés sont des sols concassés donc des particules angulaires ($\chi=1,70$ et $\eta=1,80$). Le paramètre κ est déterminé via une régression utilisant l'équation 3.25 pour les différents types de sol à l'état non gelé et gelé. Les paramètres choisis pour le résidu désulfuré correspondent à un sol de type naturel avec une granulométrie fine (silt et argile, κ gelé=1,90 et κ non gelé=0,85). Les prédictions des conductivités thermiques non gelées et gelées correspondent respectivement à 1,98 et 2,00 W/m °C et 2,33 et 2,78 W/m °C pour les résidus désulfurés #1 et #2. L'écart entre les valeurs expérimentales et prédites varie respectivement entre 21% à 38% et 1,29% à 27% pour la conductivité non gelée et gelée. En général, on peut dire que le modèle prédictif représente bien les valeurs expérimentales. Plus détails sur la définition des paramètres peuvent être trouvés dans l'article de Côté et Konrad (2005a).

La conductivité thermique des particules solides (λ_s) peut également être estimée en utilisant l'approche de la moyenne géométrique basée sur la composition minéralogique des résidus et de la conductivité thermique des minéraux formant des roches (voir équation 3.26).

$$\lambda_s = \prod_{j=1}^z \lambda_{mj}^{x_j} \quad [3.26]$$

Où \prod est le produit des conductivités thermiques λ_m des minéraux de l'échantillon à la puissance de la proportion volumique du minéral (x_j), où la somme des proportions volumiques est égale à 1. Les conductivités thermiques calculées des particules solides des résidus désulfurés #1 et #2 sont respectivement de 3,39 et 3,42 W/m °C. Les paramètres utilisés ainsi que les résultats de la méthode de prédiction de la conductivité thermique des sols non gelés et gelés sont présentés aux tableaux 3.13 et 3.14.

Tableau 3.12 : Conductivité thermique des minéraux formant le résidu désulfuré

| Minéralogie | λ_m W/(m·°C) |
|---------------------|--|
| Actinolite | 3,48 |
| Albite | 1,96 |
| Arsénopyrite | - |
| Calcite | 3,59 |
| Chalcopyrite | 8,2 |
| Clinochlore | 5,15 |
| Lizardite | 3,34 |
| Magnétite | 5,1 |
| Orthoclase | 2,32 |
| Pentlandite | 4,5 |
| Pyrrhotite | 1,89 |
| Quartz | 7,69 |
| Rutile | - |

Tableau 3.13 : Paramètres et résultats de la méthode de prédiction de la conductivité thermique des sols non gelés et gelés

| Paramètre | Résidus désulfurés #1 | Résidus désulfurés #2 |
|--------------------------------------|----------------------------------|----------------------------------|
| λ_{dry} | 0,23 | 0,23 |
| λ_s | 3,39 | 3,42 |
| $\lambda_{u\ sat}$ | 2,03 | 2,02 |
| $\lambda_{f\ sat}$ | 2,84 | 2,84 |
| K_u | 1,9 | 1,9 |
| K_f | 0,85 | 0,85 |
| λ_u | 1,98 | 2,00 |
| λ_f | 2,33 | 2,78 |

3.3.12 Réactivité des résidus désulfurés

Les courbes de concentration d'oxygène en fonction du temps mesurées expérimentalement à l'aide d'une chambre à deux cellules de diffusion/consommation et obtenues avec la modélisation numérique POLLUTEv6 pour les résidus désulfurés #1 et #2 sont présentées à la figure 3.16. Les valeurs de K_r obtenues sont présentées dans le tableau 3.15 et représentent $1,2 \times 10^{-2}$ et $1,9 \times 10^{-2}$ jour⁻¹ pour les résidus désulfurés #1 et #2, respectivement. Les valeurs prédites à l'aide du modèle

analytique de Collin (1987) sont aussi incluses dans ce même tableau. Pour ces calculs, la teneur en pyrrhotite de la réconciliation minéralogique du tableau 3.8 a été utilisée. Les résultats expérimentaux semblent réalistes même si la prédiction a tendance à surestimer d'un ordre de grandeur la valeur du K_r . Selon la littérature, certains auteurs pensent que l'équation de Collin surestime la réactivité lorsque le degré de saturation est élevé (Demers, 2008; Gosselin 2007; Gosselin et al., 2007). De plus, les résultats du test de diffusion/consommation d'oxygène pour les résidus désulfurés montrent un comportement typique pour un matériau à faible réactivité (Demers, 2008; Gosselin, 2007).

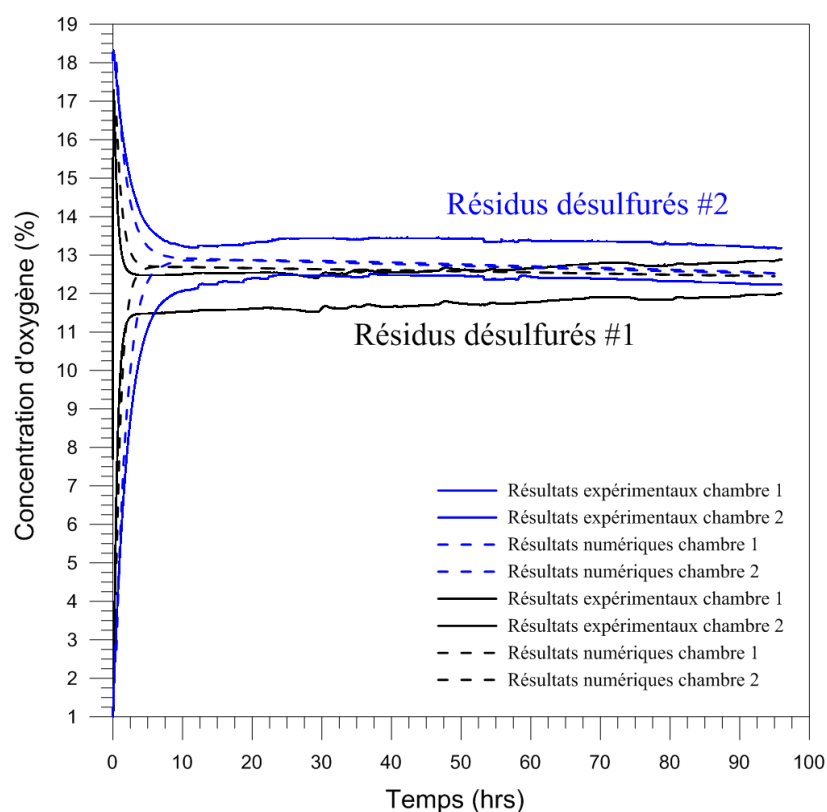


Figure 3.16 : Profil de la concentration d'oxygène expérimental et numérique pour les résidus désulfurés #1 et #2

Tableau 3.14 : Comparaison entre le modèle numérique et analytique

| Matériel | Collin (1987) | | | Modèle numérique | | |
|----------------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|---------------------|
| | K_r (1/day) | K_r^* (1/day) | $t^*_{1/2}$ (1/day) | K_r (1/day) | K_r^* (1/day) | $t^*_{1/2}$ (1/day) |
| Résidus désulfurés #1 | 1.00×10^{-1} | 3.90×10^{-1} | 1.80 | 1.20×10^{-2} | 4.60×10^{-2} | 15 |
| Résidus désulfurés #2 | 1.90×10^{-1} | 8.60×10^{-1} | 8.00×10^{-1} | 1.90×10^{-2} | 9.00×10^{-2} | 8 |

CHAPITRE 4 ARTICLE 1 INTEGRATED ENVIRONMENTAL MANAGEMENT OF PYRRHOTITE TAILINGS AT RAGLAN MINE: PART 2 DESULPHURIZED TAILINGS AS COVER MATERIAL

Ce chapitre présente une version à jour d'un article soumis au Journal of Cleaner Production par Lessard, F., Bussière, B., Côté, J., Benzaazoua, M., Boulanger-Martel, V., Marcoux, L. (2017); l'article a été accepté avec corrections mineures en décembre 2017. Cet article vise à présenter les principales caractéristiques des matériaux qui seront utilisés dans l'étude en colonne ainsi qu'une analyse des comportements hydrogéologiques et thermiques observés durant les tests.

Abstract

Mine site reclamation is a major concern for mining companies, especially when mine tailings are potentially acid generating mine drainage. For mine sites located in Arctic environments, many factors, such as climate change, the evolution of permafrost, remoteness, the availability of materials, and harsh climatic conditions, can make difficult the implementation of conventional rehabilitation methods. Therefore, it is necessary to design and develop reclamation approaches specific to these conditions. This study focuses on assessing the effectiveness of covers with capillary barrier effects, made of desulphurized tailings from Raglan mine (Nunavik region, Québec). The approach would mitigate the risk of water contamination by simultaneously limiting oxygen migration into potentially acid-generating tailings, as well as reducing their temperature. The study involved a detailed characterization of the cover materials and the construction of two instrumented columns in a controlled-environment chamber (two residual sulphide level). Column tests demonstrated that capillary barrier effects induced a permanent high degree of saturation ($> 85\%$) in the moisture-retaining layer made of desulphurized tailings. This high degree of saturation impeded oxygen migration; the estimated oxygen fluxes passing through the moisture-retaining layer being lower than $5.5 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^2/\text{day}$ for the two columns. The column containing the desulphurized tailings with the highest sulphide content was slightly more efficient in controlling the oxygen flux due to the greater oxygen consumption by residual sulphides. Results also showed

that freeze-thaw cycles did not significantly affect the hydrogeological properties of the desulphurized tailings, thus indicating a stability in the long-term performance of the cover.

Keywords: Mine site reclamation, Covers with Capillary Barrier Effects, Desulphurization, Acid Mine Drainage, Tailings Reuse, Pyrrhotite

4.1 Introduction

Innovations in mining technologies now allow access to previously inaccessible ore deposits located in remote Arctic regions. Like any mines, these operations produce solid wastes, such as tailings and waste rocks that are stored at the surface in waste disposal areas. Such structures must be reclaimed at the end-life of the mine; but preferably during operation thorough progressive reclamation approach. The challenges related to reclamation are greater when mine wastes contain sulphide minerals which can oxidize and generate acid mine drainage (AMD). AMD is characterized by low pH and high concentrations of heavy metals, sulphates, and total dissolved solids (Lindsay et al., 2015); the AMD phenomenon can become harmful towards the environment. For northern mine sites, factors such as climate change, the presence of permafrost, remoteness, the availability of materials, and harsh climatic conditions can make the design and construction of reclamation scenarios even more difficult and costly than for mines in temperate climates (Bussière and Hayley, 2010).

Water and oxygen are essential reactants for AMD generation. Hence, most reclamation techniques aim to limit AMD formation by controlling the availability of one or both of these components (MEND, 2001). In northern regions, AMD generation can also be limited by controlling the temperature of mine wastes through the addition of an insulation cover. Insulation covers function by shifting the active zone (i.e., the layer of permafrost that is subject to seasonal freezing and thawing) to within the cover. More specifically, the main objectives of this type of cover are: i) to promote freezing of the tailings which, in turn, help reduce contaminated water seepage to the environment, and ii) to slow the rate of sulphide oxidation and, consequently, AMD generation (e.g., MEND, 2012; Coulombe, 2012; Meldrum and Jamieson, 2001; Elberling, 2005; Elberling et al., 2000). However, progressive climate change is expected to result in the increasing thickness of the permafrost active zone (ACIA, 2004). Therefore, it is necessary to adapt reclamation methods implemented under such conditions to the effects of expected climate change in order to ensure long-term environmental protection.

From this perspective, one interesting alternative may consist on the use of multi-layered covers with capillary barrier effects (CCBEs) which, in northern conditions would have two main functions: i) maintain the tailings in a frozen/non-reactive state for the longest possible period, and ii) prevent oxygen fluxes from reaching potentially acid-generating tailings if they are unfrozen/reactive (Boulanger-Martel et al., 2015, 2016, 2017). Capillary barrier effects aim at maintaining one cover layer, which is commonly called the moisture-retaining layer (MRL), at a high degree of saturation (S_r) using the CCBE concept. Capillary barrier effects occur when a fine-grained material overlies a coarse-grained material. The difference in unsaturated hydraulic properties between the two contacting materials tends to restrict vertical water flow between the fine-grained and the coarse-grained layers, thus favouring a high degree of saturation in the fine-grained material (Nicholson et al., 1989; Aubertin et al., 1995, 1999; Bussière et al., 2003). A degree of saturation greater than 85–90% in the MRL was reported to significantly reduce the oxygen flux that can reach the base of a cover, thus controlling AMD generation in sulphidic tailings (e.g., Yanful, 1993; Aubertin et al., 1999; Mbonimpa et al., 2003).

This type of cover requires the use of a fine-grained (typically silty) material (Bussière et al., 2007). However, in northern environments, these materials are not always available close to the mine site. Thus, tailings desulphurization process becomes an attractive option because it can be used to transform potentially reactive tailings into cover materials for mine site reclamation (Benzaazoua et al., 2000; Bussière et al., 2004). The most adapted method to produce desulphurized tailings is non-selective froth flotation, which can be performed at the ore processing plant (Benzaazoua et al., 2004). This process reduces the proportion of problematic tailings by concentrating sulphides in a residual fraction (Benzaazoua et al., 2000, 2017). It also generates a desulphurized fraction that can be used as fine-grained material in a CCBE's moisture-retaining layer (Bussière et al., 2004). Several authors have confirmed the efficiency of CCBEs made of low-sulphide tailings in limiting oxygen diffusion (about 99%) and AMD generation through laboratory column tests (Aachib et al., 1994; Aubertin et al., 1995, 1997; Bussière et al., 1997, 1998, 2004; Kabambi et al., 2017) and field experimental cells (Bussière et al., 2007; Molson et al., 2008). In addition, the presence of residual sulphide minerals can have the advantage of reducing oxygen fluxes through a CCBE (at least in the short term) because they consume oxygen (Bussière et al., 2004; Demers et al., 2008). Ideally, sulphide recovery through the desulphurization process must reach a maximal

level that guarantees that the material will not release any contaminants in the long term to the environment (Benzaazoua et al., 2017). In frozen or partially frozen conditions, O_2 diffusion, which is related to the effective oxygen diffusion coefficient (D_e), is greatly decreased by the presence of ice, which has a D_e ($10^{-11} \text{ m}^2/\text{s}$) that is approximately two and six orders of magnitude lower than water ($10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$) and air ($10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$), respectively (e.g., Bortkovski, 2012; Fredlund et al., 2012, Elberling, 1998). The reactivity of tailings is also decreased with decreasing temperatures as described by the Arrhenius equation (e.g., Coulombe, 2012). Therefore, under such conditions, both the accessibility of oxygen and tailings' reactivity are reduced compared to the unfrozen state. This work will confirm whether or not the desulphurized tailings are efficient as a cover material in a CCBE to control AMD production from the Raglan tailings.

This study focuses on assessing the effectiveness of what is called hereinafter ICCBEs (insulation cover with capillary barrier effects, as proposed by Boulanger-Martel et al., 2017) with moisture-retaining layers made of desulphurized tailings in controlling AMD generation when exposed to cold climatic conditions (for details of desulfurized process see the companion article of Benzaazoua et al. 2017). The specific objectives of this study consist in: i) characterizing the hydrogeological and thermal properties of the tested desulphurized tailings; ii) assessing, by using column tests, the hydrogeological and thermal behaviour of ICCBE made of two sulphur levels of desulphurized tailing, both before and after freeze/thaw (F/T) cycles; and iii) evaluating the capacity of the ICCBEs to control oxygen migration, both before and after F/T cycles. The performance evaluation of the tested covers presented in this paper aims at evaluating the worst-case scenario where a complete thawing of the MRLs occurs and the tailings' reactivity reaches a maximum (i.e., at warmest temperature in the Raglan mine site). To the authors' knowledge, only two other laboratory research works assessed the CCBE technology for cold climatic conditions to control oxygen migration and the temperature of the mine wastes underneath. The first one tested crushed rock-bentonite mixtures as MRL materials in ICCBEs. The study showed that F/T cycles significantly affect the performance of the tested crushed rock-bentonite mixtures (Boulanger-Martel et al., 2015, 2016). The other study is ongoing and aims at testing fine compacted waste rock as MRL material (Boulanger-Martel et al., 2017). Another original aspect tackled in this study is the use of non-acid generating tailings in the construction of such ICCBEs, instead of natural soils. Repurposing tailings as construction materials for the reclamation of mine sites has been

applied successfully in temperate climates (e.g., LTA mine site; Bussière et al., 2006), but this novel approach has not yet been tested under cold climatic conditions.

4.2 Materials and methods

4.2.1 Material preparation and characterization

To assess the possibility of using desulphurized tailings as a fine-grained material in the moisture-retaining layer of ICCBEs, a series of characterization tests were performed. The first step consisted of reducing the sulphide concentration in the acid-generating tailings through flotation. Non-selective sulphide flotation was carried-out on materials sampled at the end of the ore processing circuit at the Raglan Mine; i.e., tailings from the thickener output at a solids content of 60%. Water was added to the pulp to reach a solids content of 40%, which is similar to the solids content used during the flotation process at the mine. All flotation tests were performed using a Denver D-12 laboratory flotation machine with a cell volume of 2.5 L. The speed of the rotor-stator was adjusted to 1500 rpm and airflow was fixed at 10 L/min. The optimized pyrrhotite flotation conditions were: slurry pH = 10.5; copper sulfate (CuSO_4) activator concentration = 600 g/t; xanthate as collector (KAX51) at a dosage of = 220 g/t; and methyl isobutyl carbinol (MIBC) frother was maintained constant at 13 μL in flotation cell. A depressant, carboxymethylcellulose (CMC), was used to eliminate the problem of floatable gangue minerals (e.g., serpentines, lizardite). More details on the environmental desulphurization process and the role of serpentine minerals can be found in Benzaazoua et al. (2017).

The main chemical, mineralogical, physical, hydrogeological, and thermal properties were determined for all materials used in the column tests; i.e., two desulphurized tailings with different residual sulphur and a crushed rock. In this study, most of crushed rock properties were obtained from characterization work performed by Coulombe (2012).

4.2.2 Physical and chemical characteristics

Characterization of the tested materials was performed using several analytical techniques. The elemental compositions of the desulphurized tailings were analyzed by inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy (ICP-AES; Perkin Elmer 3000 DV) and fusion whole rock by borate fused disc). Analysis of total inorganic carbon (C) and sulphur (S) concentrations were carried out using an induction furnace equipped with a dedicated infrared (IR) analyser (Eltra CS2000) with a ± 0.05 to 0.1 wt.% precision (CEAEQ, 2013). Mineralogical phases were first determined by optical microscopy (OM), followed by both scanning electron microscopy (SEM; Hitachi S-3500N) coupled with Energy Dispersive Spectrometry (EDS; Silicon Drift Detector X-Max 20 mm² from Oxford) microanalysis, and X-ray diffraction (XRD; Bruker AXS Advance D8; XRD precision $\pm 1\%$; Bouzahzah, 2013). SEM microanalyses provided practical basic mineralogical mapping and an idea of elemental distribution within mineral phases. A reconciliation of the XRD mineralogical analysis (quantified by the Rietveld method) and chemistry results was performed (Bouzahzah, 2013; Taylor et Hinczak, 2001). The main chemical and mineralogical results are presented in Table 4.1 (for more details see Lessard, 2018; Benzaazoua et al., 2017).

Table 4.1: Chemical and mineralogical properties

| Properties | Desulphurized tailings #1 | Desulphurized tailings #2 | Crushed rocks (data from Coulombe, 2012) |
|------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|---|
| S_{total} (%w/w) | 0.46 | 0.81 | 0.24 |
| C_{total} (%w/w) | 0.26 | 0.26 | 0.32 |
| AP (kg CaCO₃/t) | 14.44 | 25.16 | |
| NP (kg CaCO₃/t) | 28 | | |
| NNP (kg CaCO₃/t) | 13.56 | 2.84 | |
| NRP (kg CaCO₃/t) | 1.94 | 1.11 | |
| Mineralogy | | | |
| (%w/w) | | | |
| Actinolite | 29.75 | 30.00 | 33.6 |
| Albite | 2.76 | 2.78 | 14.4 |
| Anorthite | | | 11.2 |
| Arsenopyrite | 0.01 | 0.01 | |
| Calcite | 2.17 | 2.17 | |
| Chalcopyrite | 0.25 | 0.25 | |
| Clinocllore | 26.48 | 26.48 | |
| Epidote | | | 17.5 |
| Lizardite | 31.81 | 30.00 | |
| Magnetite | 2.56 | 2.00 | |
| Orthoclase | 1.37 | 1.30 | |
| Pentlandite | 0.29 | 0.40 | |
| Pyrrhotite | 0.64 | 1.55 | |
| Quartz | 1.60 | 2.78 | 8.3 |
| Rutile | 0.30 | 0.30 | 0.5 |

The desulphurized tailings' residual sulphides (mainly pyrrhotite) were present mainly as inclusions in the gangue minerals (mostly in lizardite, which represents approximately 30% of the desulphurized tailings' mineralogical modal composition). Through environmental desulphurization, the pyrrhotite content of the tailings was lowered from 12.5% down to 0.64%. More than half of this pyrrhotite is included within lizardite and is much less reactive (Benzaazoua et al., 2017). Some amount of sulphide concentrate was added to the desulphurized tailings to prepare a second desulphurized tailings sample; more sulphidic with a pyrrhotite content of 1.55%, that would simulate a lower desulphurization process rate (less costly processes). Some traces of residual pentlandite and chalcopyrite were observed in both samples (about 0.29% and 0.40%, respectively). The main gangue minerals were actinolite ($\approx 30\%$) and clinocllore ($\approx 26\%$). Calcite (2.2%) is the only mineral in the Raglan desulphurized tailings that could have a significant acid-

neutralizing potential. The main minerals identified in the crushed rock were actinolite (33%), albite (14%), anorthite (11%), and epidote (17%).

Static tests were performed on the desulphurized tailings to determine their neutralization potential (NP) and acid-generating potential (AP). The NP was evaluated using the Sobek et al. (1978) method as modified by Lawrence et Scheske (1997), while the AP was calculated based on the sulphur as sulphide content (in the sulphide form, $AP = S_{\text{sulphide}} \times 31.25 \text{ kg CaCO}_3/\text{t}$). According to the net neutralization potential ($NNP = NP - AP$) and the NP/AP ratio criteria, which are frequently used to classify the AMD potential of mine wastes, the AMD-generating potential is uncertain for the two desulphurized tailings samples (the PNN and NPR values of desulfurized tailings #1 are respectively 13.56 and 1,94 and for desulfurized tailings #2, 2.84 and 1.11). The limits of the uncertainty zone are $-20 \text{ kg CaCO}_3/\text{t} < NNP < 20 \text{ kg CaCO}_3/\text{t}$ and $1 < NPR > 2$ (NPR values between 1.3 and 2.5 have a low risk of acid generation; Adam et al., 1997)). Normally, during the environmental assessment of a mining project, uncertain materials would need to undergo kinetic tests to specify the AMD potential (Benzaazoua et al., 2017).

The grain-size distribution of the desulphurized tailings was obtained using a Malvern Instruments Mastersizer S laser particle size analyser (see Figure 4.1) (Lee Black et al., 1996). The grain-size distribution of the crushed rock was obtained by mechanical sieving (based on ASTM D422; ASTM, 2007) for particles larger than $300 \mu\text{m}$ and by laser diffraction for smaller grain sizes. According to the USCS soil classification (McCarthy, 2007), the desulphurized tailings are considered low plasticity silts (ML; similar to other hard rock mine tailings; Bussière, 2007) and the crushed rock is classified as a well-graded gravel (GW). Based on the grain-size distribution, the contrast in properties between the fine and the coarse materials should be sufficient to allow for the creation of the desired capillary barrier effects; this was validated through determination the hydrogeological properties of the materials.

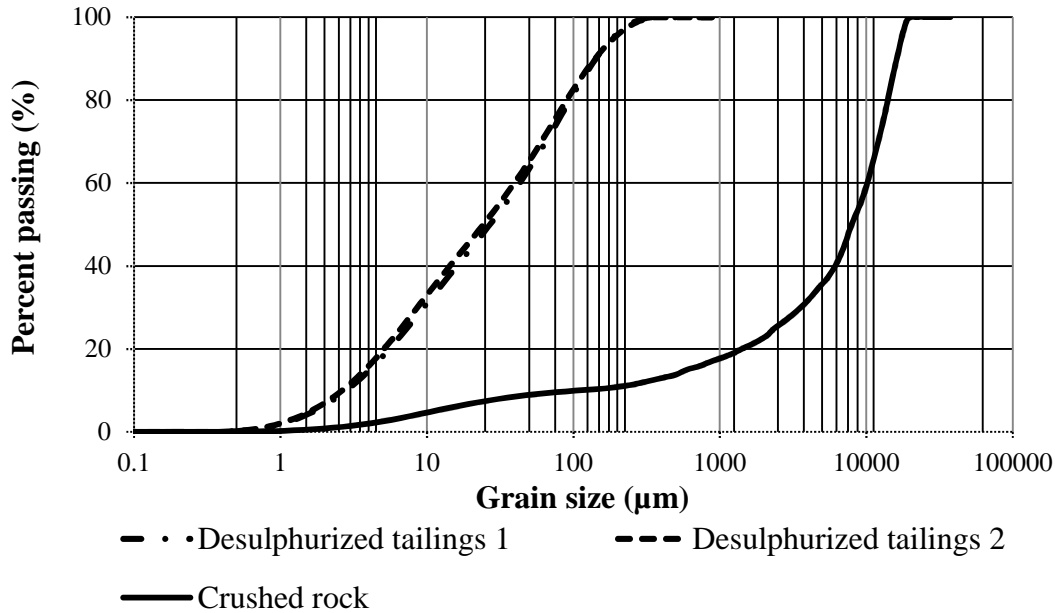


Figure 4.1: Grain-size distributions of the tested materials (data for the crushed rocks from Coulombe, 2012)

The determination of the specific gravity (G_s) was conducted in accordance with ASTM D854 (ASTM, 2014a) using a Micromeritics Accupyc 1330 pycnometer ($\pm 0.01\%$ accuracy). The G_s values are similar for the two desulphurized tailings (2.86), and higher (3.01) for the crushed rock (Table 4.2) because the molecular weight of epidote.

4.2.3 Hydrogeological and thermal properties

Since the two desulphurized tailings samples have very similar physical properties, hydrogeological characterization was performed only on desulphurized tailings #1. Permeability tests, to evaluate the materials' saturated hydraulic conductivities (k_{sat}), were conducted in rigid wall permeameters following ASTM D5856 (ASTM, 2015) for the falling head and ASTM D2434-68 (ASTM, 2006) for the constant head test methods for desulphurized tailings #1 and the crushed rock, respectively. The measured k_{sat} values were 1.1×10^{-5} cm/s for the desulphurized tailings and 3.4×10^{-1} cm/s for the crushed rock. This difference in k_{sat} values confirms the significant hydrogeological contrast between the two materials. Since the physical models (experimental columns) were subjected to freeze/thaw cycles, the k_{sat} value for the desulphurized tailings #1 was

also determined after eight F/T cycles. To do so, the same sample used to measure the initial k_{sat} value was kept in its permeameter and submitted to F/T cycles. The minimum temperature of -20°C was reached in a conventional freezer, while in the thawed state, the sample was warmed to room temperature (20°C). To simulate downward freezing, the side and bottom of the permeameter were insulated with polystyrene. Temperatures were monitored with a Decagon RT-1 probe positioned between the permeameter and the insulation layer to control the temperature at -13°C . The k_{sat} value measured after eight F/T cycles was $7.2 \times 10^{-5} \text{ cm/s}$. This indicates that F/T cycles have no significant impact on the saturated hydraulic conductivity of the desulphurized tailings.

The drainage water retention curve (WRC) of the desulphurized tailings #1 was obtained with a Tempe cell following ASTM D6836 (ASTM, 2016). Important parameters describing material's hydrogeological behaviour, including: the air entry value (AEV or ψ_a), residual suction (ψ_r), volumetric water content at saturation (θ_s), and residual volumetric water content (θ_r), have been estimated from the WRC and are presented in Table 4.2. Such values were obtained for desulphurized tailings #1 using the tangent method (Fredlund et al., 2012). For the crushed rocks, a drainage column was used by Coulombe (2012) to obtain the WRC. This method is more appropriate for such coarse-grained materials (Chapuis et al., 2007). The column that was used was 50 cm in height and 14 cm in diameter, and equipped with tensiometers and 5TM Decagon probes. The column was saturated before the test; suction and volumetric water content measurements were taken simultaneously at two locations in the column during the drainage phase to obtain the WRC (for more details see Coulombe, 2012). Tests were performed at a sample porosity of 0.38 for both the crushed rock and the desulphurized tailings. The results presented in Table 4.2 show that the tailings have good water retention properties compared to the crushed rock (AEV between 160 and 300 cm of water for the tailings, compared to 5 cm of water for the crushed rock). For an efficient CCBE, the AEV of the fine-grained material should not be reached before the coarse-grained material reaches its ψ_r (Bussière et al., 2003). It is also suggested that the difference between the k_{sat} of the fine- and coarse-grained material should be more than three orders of magnitude (Aubertin et al., 1995), which is the case for these materials. As shown in Table 4.2, the contrasting properties of the fine and coarse-grained materials should allow for the creation of the capillary barrier effects needed for the CCBE.

A Hukseflux thermal sensor TP08 needle probe was used to determine the unfrozen (λ_u) and frozen (λ_f) thermal conductivities of the desulphurized tailings; these tests were based on ASTM D5334 (ASTM, 2014b). The needle probe test method is recommended for granular soils with a particle diameter lower than 0.5 mm and has been used by others to determine the thermal conductivity of tailings (e.g., Coulombe, 2012; Nixon, 2000). Thermal conductivity measurements were made near saturation in the unfrozen and frozen states for desulphurized tailings #1 and #2. Tests were conducted on samples having total porosities of 0.43, and degrees of saturation of 94 and 98%, respectively. The testing temperatures were of 5 ± 1 °C for the unfrozen state and -5 ± 1 °C for the frozen state. For desulphurized tailings #1 and #2, the λ_u were 1.55 and 1.24 W/m °C, respectively, and the λ_f were 2.30 and 2.02 W/m °C, respectively. The obtained thermal conductivities are summarized in Table 4.2 and are typical for this type of fine-grained material (Côté and Konrad, 2005a; Fredlund et al., 2012). The thermal conductivity of solid particles (λ_s) was also calculated based on the tailings' mineralogical composition and the thermal conductivity of rock-forming minerals using the geometric mean approach suggested by Côté and Konrad (2005a). The calculated thermal conductivities of the solid particles of desulphurized tailings #1 and #2 were of 3.39 and 3.42 W/m°C, respectively (refer to Table 4.2).

A detailed characterization of the thermal properties was also performed by Coulombe (2012) for the crushed rock. The thermal conductivity of the crushed rock was measured at various degrees of saturation (between 4 and 57%), and in both the unfrozen (average temperature of 5 °C) and frozen (average temperature of -5 °C) states using a heat fluxmeter (Côté and Konrad, 2005a). In this study, the typical degree of saturation for the crushed rock was near 30%. Therefore, the unfrozen (1.54 W/m °C) and frozen (1.65 W/m °C) thermal conductivities measured at a degree of saturation of 27% by Coulombe (2012) are presented in Table 4.2 as reference values. Based on the geometric mean approach, an average thermal conductivity of solid particles in the crushed rock was estimated at 3.26 W/m °C by Coulombe (2012).

Table 4.2: Physical, geotechnical, chemical, and thermal properties of the tested cover materials

| Properties | Desulphurized tailings #1 | Desulphurized tailings #2 | Crushed rocks (data from Coulombe, 2012) |
|---------------------------------------|---------------------------|---------------------------|--|
| G_s (-) | 2.85 | | 3.01 |
| k_{sat} (cm/sec) | 1.1×10^{-5} | | 3.4×10^{-1} |
| k_{sat} after 8 F/T cycles (cm/sec) | 7.2×10^{-5} | | - |
| AEV (cm) | 160 | | 5 |
| ψ_r (cm) | 10 020 | | 70 |
| θ_s (-) | 0.38 | | 0.38 |
| θ_r (-) | 0.03 | | 0.02 |
| $\lambda_{u\ Sr\ 94-98\%}$ (W/m°C) | 1.55 | 1.24 | - |
| $\lambda_{t\ Sr\ 94-98\%}$ (W/m°C) | 2.30 | 2.02 | - |
| $\lambda_{u\ Sr\ 27\%}$ (W/m°C) | - | - | 1.54 |
| $\lambda_{t\ Sr\ 27\%}$ (W/m°C) | - | - | 1.65 |
| λ_s (W/m°C) | 3.39 | 3.42 | 3.26 |
| K_r (day) | 1.12×10^{-2} | 1.19×10^{-2} | - |

4.2.4 Reactivity of the desulphurized tailings

In addition to the effective diffusion coefficient (D_e), the sulphide reaction rate coefficient (K_r) is an essential parameter to evaluate the migration of oxygen through the tested CCBE since the desulphurized tailings contain a residual concentration of sulphide minerals that will consume part of the diffusive oxygen that migrates through the cover. The K_r of the desulphurized tailings (#1 and #2) was measured with a two-chamber diffusion/consumption cell based on the technique developed by Mbonimpa et al. (2003). A sample of the tested material is placed on a perforate plate in a sealed chamber at a targeted degree of saturation of ~50% and a porosity of 0.43. This S_r was selected based on the results of Coulombe (2012) who demonstrated that the oxidation of the Raglan tailings was optimal when the S_r was between 40% and 60%. Before the test, oxygen is purged from the cell, using nitrogen gas, until the oxygen concentrations in the two chambers becomes nil. An Apogee SO-110 probe, which has a sensitivity of 1% O_2 , was used to monitor oxygen concentrations in both the top and bottom chambers. At the start of the test, the top chamber is temporarily opened to introduce atmospheric oxygen. The oxygen concentration is then measured in both chambers until it reaches a similar value in each. For desulphurized tailings #1

and #2, the test duration was typically around four days.

The POLLUTEv6 numerical code was used to simulate oxygen migration into the diffusion/consumption cell and to determine the first order sulphide reaction rate coefficient parameter (for more details on the numerical code see Rowe et al., 1994). This software has been used by others to determine the oxygen diffusion coefficient and oxygen flux through various non-reactive and reactive materials (e.g., Yanful, 1993; Aubertin et al., 1995, 2000; Mbonimpa et al., 2003, 2011; Aachib et al., 2004). To perform the numerical analysis, the following parameters must be entered into the code: the porosity ($n = \theta_{eq}$ = equivalent porosity), Darcy's velocity ($v = 0$), the half-life degradation $t^*_{1/2}$, and the coefficient of hydrodynamic dispersion ($D^* = D_e \theta_{eq}^{-1}$). The equivalent porosity (Equation 4.1) is a parameter that was introduced to account for the oxygen transport that occurs in both air (θ_a , the volumetric air content) and water components (θ_w , the volumetric water content; Aubertin et al., 1999, 2000):

$$\theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w \quad [4.1]$$

where H is the dimensionless Henry's equilibrium constant (~ 0.03 at 20°C). The D_e parameter was calculated with the Aachib et al. (2004) model. The model is a semi-empirical expression developed to estimate D_e based on the material's properties, such as its porosity and the volumetric air and water contents (Aachib et al., 2004):

$$D_e = 1/n^2 (D_a^0 \theta_a^{p_a} + H D_w^0 \theta_w^{p_w}) \quad [4.2]$$

where D_a^0 and D_w^0 are the O_2 diffusion coefficients in air and water, respectively; and p_a and p_w are related to the tortuosity of the gaseous and liquid interstitial phases, respectively. As suggested by Aachib et al. (2004), a value of $p_a = p_w = 3.4$ was used in this study. In POLLUTEv6, the reactivity is represented through a half-life degradation $t^*_{1/2}$ (Mbonimpa et al., 2003):

$$t^*_{1/2} = \ln 2 / K_r^* = \theta_{eq} \frac{\ln 2}{K_r} \quad [4.3]$$

where $K_r^*(=K_r/\theta_{eq})$ is the bulk first order sulphide reaction rate coefficient. A boundary condition of finite mass initial source (20.9% of O_2) was set at the top of the cell and a boundary condition of fixed outflow ($n = 1$) was imposed at the bottom. Material characteristics and the conceptual numerical model are summarized in Figure 4.2. Once all parameters were entered into the numerical model, the K_r (or $t^*_{1/2}$) was modified until the observed O_2 concentrations fit with the POLLUTEv6 predictions.

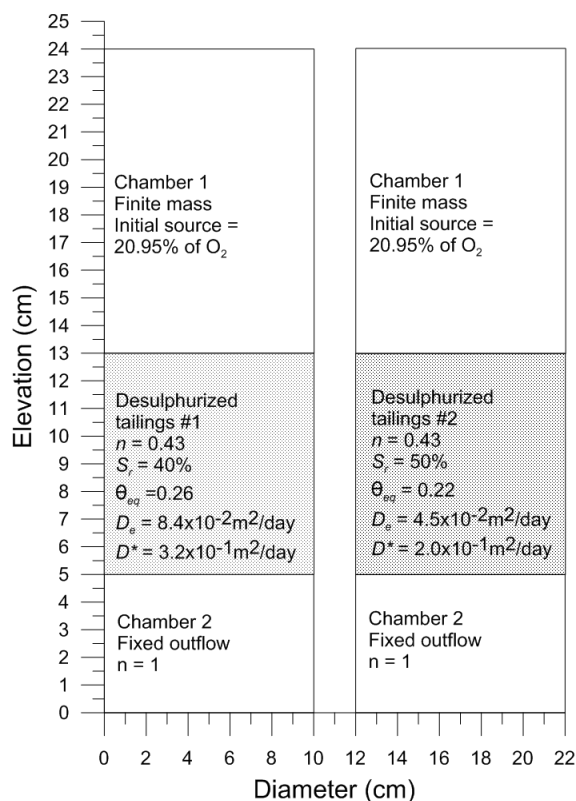


Figure 4.2: Conceptual numerical model used to simulate oxygen diffusion/consumption tests

The obtained K_r values are presented in Table 4.2 and are 1.2×10^{-2} and $1.9 \times 10^{-2} \text{ day}^{-1}$ for desulphurized tailings #1 and #2, respectively. The oxygen diffusion/consumption test results for both desulphurized tailings show a typical behaviour for a low-reactivity material suitable for reuse as cover material (Demers et al., 2009; Gosselin, 2007).

4.3 Columns design

Column tests were performed to assess the performance of CCBEs made with desulphurized tailings in controlling oxygen migration under cold climatic conditions. The main features of these columns are presented below.

4.3.1 Configuration and instrumentation

The configurations of the instrumented columns used for this study is shown in Figure 4.3. Two columns (2.1 m high columns with 0.14 m inner diameter) were built with different CCBE variants. From bottom to top, the CCBEs were made of a coarse-grained support layer (to generate capillary barrier effects), a 0.7 m thick MRL, and a 0.4 m thick protective layer. The support and protective layers were made of crushed rock while the MRLs were made with desulphurized tailings. The MRLs in columns 1 (C1) and 2 (C2) were made of desulphurized tailings #1 and #2, respectively. For the crushed rock, compaction was performed to reach a porosity of 0.25, which corresponds to a dry density (ρ_d) of 2260 kg/m³. For the desulphurized tailings, compaction yielded a porosity between 0.36 and 0.40. The initial volumetric water content was 0.36 (S_r between 90 and 100%) for both desulphurized tailings. To facilitate setup, the columns were filled in layers of about 1.5 kg (corresponding to approximately a 0.1 m lift thickness) that were compacted to meet the targeted porosities.

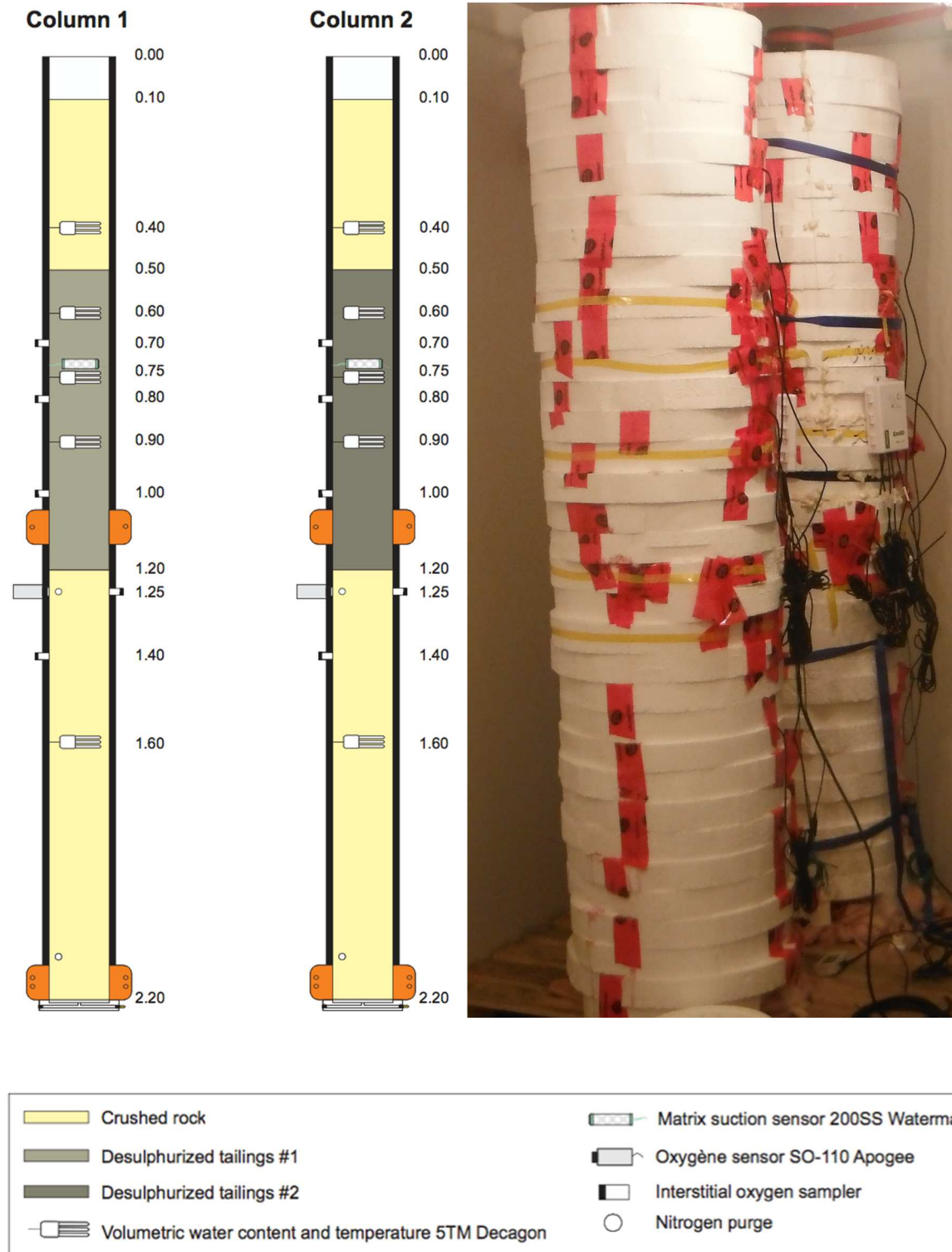


Figure 4.3: Column configurations and instrumentation (left) and a photo of the columns in the controlled-atmosphere chamber (right)

The columns were made of 7/8 " thick high-density polyethylene (HDPE). Due to their height, C1 and C2 were segmented into two separated and fixable parts to facilitate instrumentation installation and filling. The joint between the two column sections was located above the capillary break, at the bottom of the MRL in order to avoid any disturbance (see Figure 4.3). Vitaulic® joints were used for this junction and at the base of the columns. The columns' bases were custom-made polyethylene supports designed for receiving a porous ceramic plate. These bases were also equipped with tube fittings to allow water drainage and saturation of the ceramic plate. Gas purge valves were installed in the bottom support.

The columns were instrumented at different heights with seven Decagon 5TM temperature and volumetric water content sensors (Figure 4.3). Decagon 5TM probes use the frequency domain (FD) technique (e.g., Malicki, 1983; Robinson et Dean, 1993; Hilhorst et Dirksen, 1994) to estimate θ_w . When priory calibrated with a specific material, the probe has an accuracy of $\pm 0.03 \text{ m}^3/\text{m}^3$ for a range of 0 to 100% humidity. The Em50 data logger automatically interprets the electrical signals sent by the probes to yield a volumetric water content value according to the manufacturer's calibration; the values were corrected with a specific calibration equation for each material (for details see Lessard, 2018). A Decagon MPS-1 probe was also installed in the center of the MRL for matric suction measurements (results not presented here; see Lessard, 2018). Apogee SO-110 sensors were used to log the O_2 concentrations inside the bottom capillary break layer, at 5 cm below the MRL (Figure 4.3). Additionally, gas sampling ports (see Demers et al., 2009) were added to measure O_2 concentrations at various heights in the columns; these measurements were used to calibrate the O_2 sensors (Boulanger-Martel et al., 2015) and to calculate the oxygen flux using the oxygen gradient method (Demers et al., 2009). To create more realistic conditions, the columns were insulated with 25.4 cm of Styrofoam to favour unidimensional freezing and thawing.

4.3.2 Experimental approach

The goal of the column tests was to evaluate the ability of the two ICCBEs (made with MRLs from different desulphurized tailings) to control oxygen migration, as well as to determine the influence of F/T cycles on the ICCBEs' performances. The parameters studied were: the O_2 concentration in the MRLs, the evolution of temperatures, and the distribution of θ_w in the tested ICCBEs. A typical

testing sequence is illustrated in Figure 4.4. The columns were first exposed to ambient temperature for a period of 27 days. A 7-day infiltration test was then performed at room temperature with two additions of 1.6 litres of water at the top of each column. Rinse water quality (pH, Eh, conductivity, acidity, and alkalinity) was measured for each column (presented in Lessard, 2018). Next, the columns were exposed to ambient temperature for a 10-day period. Afterwards, a 20-day F/T cycle was applied to the columns; i.e., 10 days of freezing and 10 days of thawing. The tests were carried out in a specially designed proportional-integral-derivative (PID) controlled industrial freezer at temperatures characteristic of those at the Raglan mine site; temperatures were set at 5 °C for the thawing cycles and at -13 °C for the freezing cycles. Similar testing conditions were used by Boulanger-Martel et al. (2015, 2016). In this study, the columns were subjected to eight complete F/T and wetting-drainage cycles over a period of about a year. Oxygen concentration measurements were not performed at each cycle. Oxygen concentration measurements were taken each day for 12 days after the last thaw cycle. Similar O₂ concentration gradients were measured from days 6 to 12. Therefore, representative O₂ concentration measurements were used for oxygen flux calculations.

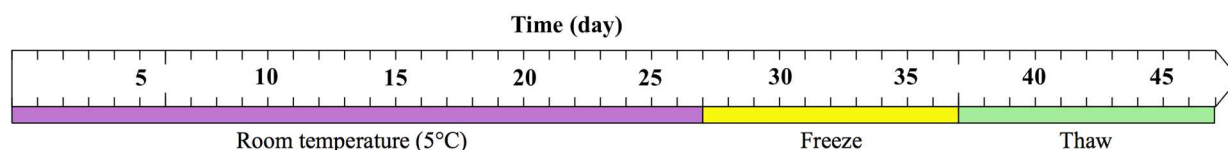


Figure 4.4: Typical column testing cycle

4.4 Results

This section discusses the column test results pertaining to the relevance of using desulphurized tailings as cover materials under cold climatic conditions.

4.4.1 Hydrogeological behaviour

The AEVs of the desulphurized tailings MRLs were higher ($AEV = 160 \text{ kPa}$) than the values obtained for the coarser underlying material (crushed rock $AEV = 0.5 \text{ kPa}$). This cover configuration should theoretically induce capillary barrier effects and create a barrier to vertical water flow, thus promoting water retention in the MRL. Typically, the volumetric water content profile for a given CCBE involves the two crushed rock layers containing close to their residual volumetric water contents, while the MRL remains at a high volumetric water content (ideally, corresponding to an $S_r > 85\%$; Aubertin et al., 1995, 1997; Bussière et al., 2007).

Figures 4.5 show the profiles of temperature (T) and θ_w versus time (t) obtained for C1 and C2, respectively, for eight F/T cycles. Based on the measurements taken at different elevations in the columns, the values of θ_w can be considered homogeneous throughout the MRL for the frozen ($\theta_w \approx 0.15$) and unfrozen ($\theta_w \approx 0.35$) states. For the upper layer of crushed rock, the average values of θ_w for the frozen and unfrozen states are $\theta_w = 0.04$ and $\theta_w = 0.06$, respectively. For the bottom capillary break layer, also made of crushed rock, the average values of θ_w for the frozen and unfrozen states are $\theta_w = 0.07$ and $\theta_w = 0.10$, respectively. These results show that the hydrogeological behaviour (volumetric water content profile) is typical of an efficient CCBE where high volumetric water contents are observed in the MRL and close to residual volumetric water contents are observed in the two coarse-grained layers. The obtained unfrozen θ_w values were similar to the targeted values ($0.35 < \theta_w < 0.37$ for $0.36 < n < 0.40$) that would allow for an $S_r > 85\%$. Additionally, results showed that F/T cycles did not significantly affect the hydrogeological behaviour of the ICCBEs after eight cycles because the observed θ_w values were similar for each cycle. This confirms that the capacity of desulphurized tailings to regain their hydrogeological properties in the course of F/T cycles, a phenomenon comparable to that of plastic soils, such as clays (Bussière et al., 2007).

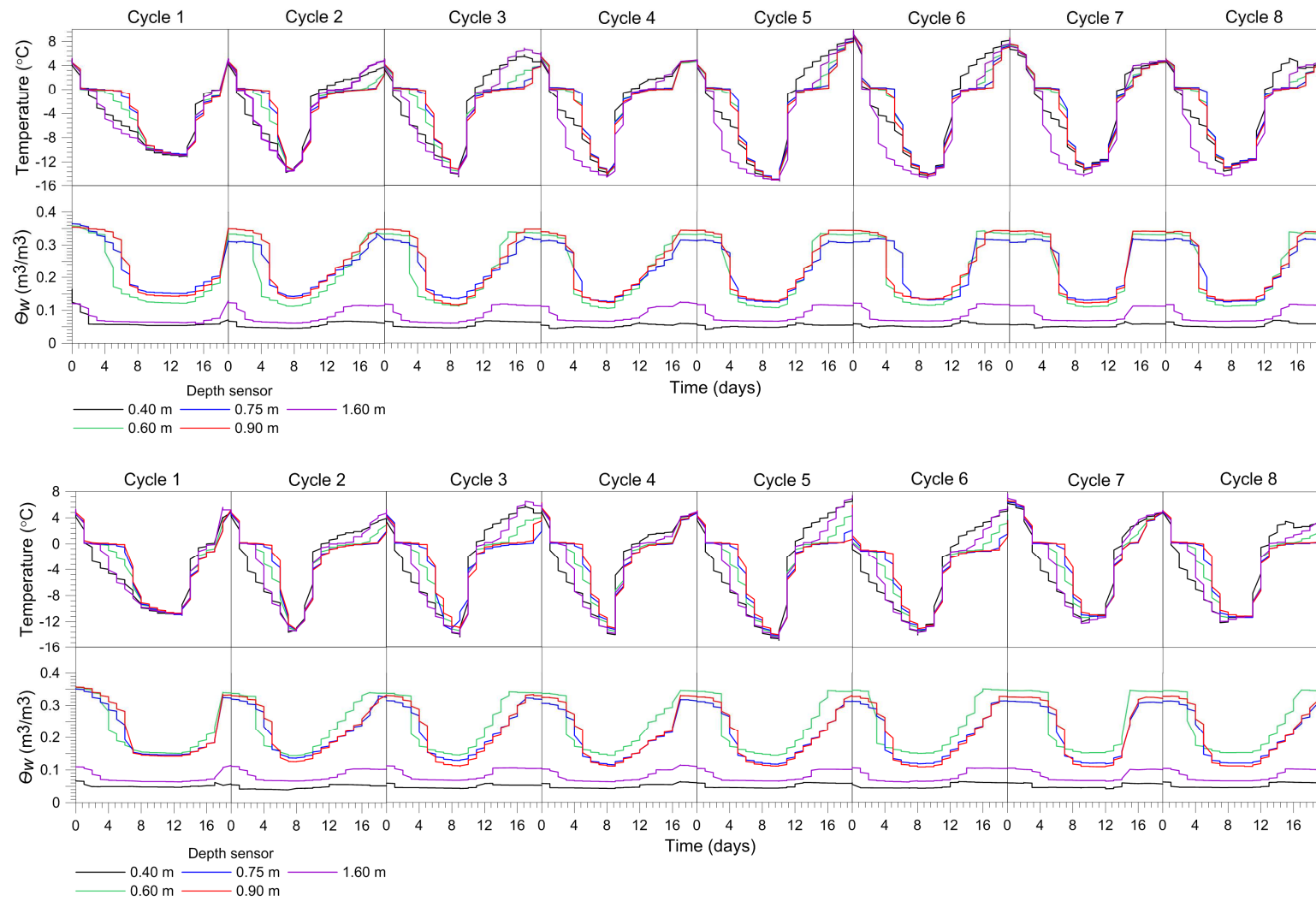


Figure 4.5: Evolution of temperatures and unfrozen volumetric water contents (θ_w) over eight F/T cycles in Column 1 and 2

4.4.2 Thermal behaviour

The temperature evolution in the various column layers shows that when the temperature of the controlled-atmosphere chamber changed (to 10 °C for thawing and -18 °C for freezing), there was a relatively rapid freezing or thawing of the interstitial water until the material reached approximately 0 °C (see sensors at depths of 0.60, 0.75, and 0.90 m in Figure 4.3). At this temperature (0 °C), there is release of latent heat during the phase transition, which explains the plateau in θ_w vs. time for the MRL. This discontinuity is called the ‘zero curtain effect’ and occurs at the frozen front in most partially saturated soils (e.g., Harlan and Nixon, 1978; Outcalt et al., 1990). Due to high θ_w values in the MRL, the solidification and fusion consume energy, which delays heat transfer. Because of the lower volumetric water contents recorded in the two coarse-grained layers (see sensors at depths of 0.40 and 1.60 m in Figure 4.3), there was no plateau during the F/T process. Furthermore, the evolutions of T and unfrozen θ_w were in good agreement. During freezing, unfrozen θ_w dropped until T reached 0 °C. When most of the water became ice, T started to drop again to values close to the value in the controlled-atmosphere chamber. A similar behaviour was observed during thawing with a progressive increase in the unfrozen θ_w . When most of the ice melted and the unfrozen θ_w became stable in the MRL, the temperature started to increase to the value in the controlled-atmosphere chamber.

4.4.3 Oxygen flux calculations

The goal of using ICCBEs in cold climatic conditions is to reduce the time that tailings spend above the freezing temperature and to control oxygen fluxes when the tailings are reactive and unfrozen. As mentioned earlier, this study evaluated a worst-case scenario where the MRLs were completely thawed (global warming processes). Therefore, oxygen flux calculations were conducted for the conditions observed after thawing.

Three approaches to assess the vertical oxygen flux migrating through the ICCBEs were used in this study. The first and simplest approach uses the unidimensional Fick’s first law for a non-reactive media (Mbonimpa et al., 2003):

$$F_{s,L} = C_0 D_e / L \quad [4.4]$$

In this equation, the $F_{s,L}$ parameter is the steady-state vertical oxygen flux at the base of a non-reactive cover layer material, assuming that all oxygen is consumed at the base of the cover. C_0 is the concentration of oxygen in the atmosphere; L is the MRL's thickness (it is assumed here in that the two capillary break layers don't influence the oxygen diffusion due to their low volumetric water contents; Mbonimpa et al., 2003), and D_e is the effective diffusion coefficient estimated using the volumetric water content measurements and Equation 4.2.

The second approach, developed by Mbonimpa et al. (2003), is an equation to assess the steady-state diffusive oxygen flux ($F_{sR,L}$) below the oxygen-barrier layer (at $z = L$) of a reactive MRL with a thickness of L (Equation 4.5). Again, it is assumed that there is a rapid and complete consumption of O_2 below the cover, and that θ_w and D_e are homogeneous throughout the cover materials. The K_r^* parameter is needed for calculating oxygen fluxes through a reactive cover. The K_r^* values measured in both desulphurized tailings samples (Table 2.2) using the diffusion/consumption cell tests were used for porosity values of 0.36-0.40 (Table 2.2). The initial oxygen concentration in the reactive material is assumed to be 0.

$$F_{sR,L} = F_{s,L} + 2K_r^* F_{s,L} \sum_{i=1}^{\infty} \left((-1)^i / (i^2 \pi^2 D^* / L^2 + k_r^*) \right) \quad [4.5]$$

Oxygen concentration measurements were not performed at each cycle. Oxygen concentration measurements were taken each day for 12 days after the last thaw cycle. Similar O_2 concentration gradients were measured from days 6 to 12. Therefore, representative O_2 concentration measurements were used for oxygen flux calculations.

$$F_{s,L} = -D_e \partial c / \partial z \quad [4.6]$$

For flux calculations, the concentration gradient is obtained using the oxygen concentrations measured at two gas sampling points in the MRL at a given time, and D_e ($2.1 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{day}$) is estimated from volumetric water content measurements ($\theta_w = 0.32$) and Equation 2. Gas samples were taken once per day over twelve days at elevations of 0.80 and 1 m in both columns (Figure

3). A representative oxygen concentration profile was achieved on the sixth day and the values measured on that day were used for further flux calculations (C1: 0.80 m = 5.3 mol O₂/m³ and 1 m = 4.5 mol O₂/m³; C2: 0.80 m = 3.2 mol O₂/m³ and 1 m = 2.1 mol O₂/m³).

The D_e parameter is key to estimating the O₂ flux in all three approaches. As previously discussed, one of the key parameters to estimate D_e is the degree of saturation ($S_r = \theta_w/n$). In the O₂ flux calculations, a range of realistic values were used (S_r between 87.5% and 97%) based on potential porosities in the tested columns. All results of O₂ flux obtained with Fick's law for non-reactive media and the methods suggested by Mbonimpa et al. (2003) are presented in Table 4.3. For the approach using Equation 4.4 (Fick's law for non-reactive materials), the O₂ flux was estimated to be between 2.1×10^{-3} to 1.9×10^{-5} mol/m²/day. When the reactivity of the MRL is integrated into the calculations (using the equation suggested by Mbonimpa et al., 2003), the O₂ flux ranged from 1.1×10^{-4} to 6.4×10^{-9} mol/m²/day and from 1.7×10^{-5} to 1.3×10^{-9} mol/m²/day for C1 and C2, respectively. Using the oxygen gradient method, the calculated O₂ fluxes ranged from 7.7×10^{-3} to 9.1×10^{-4} mol/m²/day and from 9.5×10^{-3} to 1.1×10^{-3} mol/m²/day for C1 and C2, respectively. For these calculations, the parameter D_e was estimated using Equation 2.2, the θ_w was measured the same day that the oxygen concentration profile is considered representative (day 6) and for porosity values between 0.36 and 0.40.

Table 4.3: Material characteristics and oxygen flux results

| Material | n (-) | S_r (%) | θ_a (-) | θ_{eq} (-) | D_e (m ² /day) | $F_{s,L}$ (mol/m ² /day) | $F_{s,R,L}$ (mol/m ² /day) |
|---------------------------------------|----------|--------------|-------------------|----------------------|--------------------------------|--|--|
| Desulphurize d tailings #1 | 0.36 | 100.0 | 0.00 | 0.01 | 1.6×10^{-6} | 1.9×10^{-5} | 6.4×10^{-9} |
| | 0.37 | 97.3 | 0.01 | 0.02 | 3.3×10^{-6} | 4.0×10^{-5} | 6.4×10^{-9} |
| | 0.38 | 94.7 | 0.02 | 0.03 | 1.9×10^{-5} | 2.4×10^{-4} | 1.6×10^{-9} |
| | 0.39 | 92.3 | 0.03 | 0.04 | 6.9×10^{-5} | 8.5×10^{-4} | 3.2×10^{-6} |
| | 0.40 | 90.0 | 0.04 | 0.05 | 1.7×10^{-4} | 2.1×10^{-3} | 1.1×10^{-4} |
| Desulphurize d tailings #2 | 0.36 | 100.0 | 0.00 | 0.02 | 1.6×10^{-6} | 4.1×10^{-5} | 1.3×10^{-9} |
| | 0.37 | 97.3 | 0.01 | 0.03 | 3.3×10^{-6} | 2.5×10^{-4} | 1.3×10^{-9} |
| | 0.38 | 94.7 | 0.02 | 0.04 | 1.9×10^{-5} | 9.0×10^{-4} | 1.3×10^{-9} |
| | 0.39 | 92.3 | 0.03 | 0.05 | 6.9×10^{-5} | 2.2×10^{-3} | 1.4×10^{-7} |
| | 0.40 | 90.0 | 0.04 | 0.06 | 1.7×10^{-4} | 4.5×10^{-3} | 1.7×10^{-5} |

Typically, for an effective CCBE, the targeted O_2 flux is less than 5.5×10^{-3} mol/m²/day (e.g., Bussière, 1999; Dagenais, 2005; Nastev et Aubertin, 2000), these results show that the tested ICCBEs usually meet this criterion. As predicted with the equation suggested by Mbonimpa et al. (2003), the oxygen fluxes passing through the ICCBE in C2 were slightly lower than for the ICCBE in C1 due to the slightly higher reactivity of desulphurized tailings #2. The fluxes measured with the oxygen gradient method were similar to those theoretically predicted based on Equation 4.4 (Fick's law for non-reactive media). In this context, the steady-state fluxes with the non-reactive method were conservative results relative to the results of oxygen gradient method and the Mbonimpa et al. (2003) approach (Equation 4.5), which accounts for O_2 consumption by the MRL. However, the action of residual sulphide reactivity (contained in the MRL) on O_2 diffusion decreases with time. Which means that the O_2 fluxes predicted using the equation suggested by Mbonimpa et al. (2003) will increase with time to reach values similar to those given by the two other methods.

4.5 Conclusions

In arctic regions, one of the most commonly recommended reclamation methods for tailings storage facilities are insulating covers, which aim to keep tailings permanently frozen and non-reactive (MEND, 2004; MEND, 2009; MEND, 2012). However, this method of controlling AMD generation could be sensitive to increases in the thickness of the permafrost's active zone that are anticipated due to climate change. In order to improve the robustness of mine site reclamation covers in arctic regions, the CCBE concept can be combined with an insulation objective to create new type of cover that would act as both, an oxygen barrier during the summer, and a thermal barrier during the rest of the year. Desulphurized tailings represent an interesting alternative to fine-grained cover material because of their on-site availability and their advantageous hydrogeological properties. In this study, two ICCBEs with MRLs made from two desulphurized levels tailings were tested in columns in a controlled-atmosphere chamber to assess their performance when exposed to conditions similar to those found in the Arctic.

Characterization of the cover materials showed that they have adequate physical and hydrogeological properties to generate the capillary barrier effects necessary for a CCBEs. Results

from the two-chamber diffusion/consumption cell tests allowed to obtain estimated K_r values of the desulphurized tailings samples. Volumetric water content measurements in both tested ICCBEs confirm the presence of the capillary barrier effects with a MRL having a high degree of saturation (>85%) while the two coarse-grained layers are mostly desaturated. Freeze/thaw cycles did not significantly influence the hydrogeological behaviour of the tested ICCBEs, at least over the eight F/T cycles performed in this study.

Oxygen flux migration through the ICCBEs was evaluated with three different approaches: i) Fick's law for non-reactive media; ii) Mbonimpa et al. (2003) equation for reactive material; and iii) the oxygen gradient method. The oxygen fluxes obtained with these three approaches are in good agreement and are lower than the usual maximum desired flux of 5.5×10^{-3} mol/m²/day. The Mbonimpa et al., (2003) equation showed that sulphides in the MRL reduced (in the short term) oxygen fluxes ($< 1.11 \times 10^{-4}$ mol/m²/day) that migrated through the MRL. These results proved that the CCBE configuration presented in this study could be efficient in controlling O₂ migration from the atmosphere towards covered Raglan mine tailings. It appears that the column that had the highest residual sulphide content reduced the oxygen flux more effectively due to O₂ consumption in the MRL. However, there must be a balance between the O₂ consumption capacity of the MRL material and its contaminant-generation potential. Hence, in the case of desulphurized tailings #2 used in this study, further study is needed to ensure the material is not generating contaminants (NNP = 2.8 kg CaCO₃/t and NPR = 1.1).

4.6 Acknowledgements

This study was funded by the Industrial NSERC Industrial Chair on Mine Site Reclamation and by the Research Institute on Mines and the Environment (RIME UQAT-Polytechnique; www.irme.ca). The authors wish to thank the staff at Raglan mine's environmental department (Mélanie Côté and Louis Marcoux) for their support, as well as the personnel at URSTM (in particular Mathieu Villeneuve, Hassan Bouzazhah, Alain Perreault, Patrick Bernèche, Joel Beauregard, and Yvan Poirier) for their assistance during the laboratory work.

4.7 References

- Aachib, M., Aubertin, M., Chapuis, R.P., 1994. Column tests investigation of milling wastes properties used to build cover systems. Proceedings of the International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and 3rd International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, 128-137.
- Aachib, M., Mbonimpa, M., Aubertin, M., 2004. Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. *Water, Air, and Soil Pollution* 156, 163-193.
- ACIA, 2004. Impacts of a Warming Arctic. Cambridge University Press, p.17.
- ASTM, 2006. Standard Test Method for Permeability of Granular Soils (Constant Head) (D2434-68). ASTM International, West Conshohocken, Pa (Withdrawn 2015).
- ASTM, 2007. Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils (D422-63). ASTM International, West Conshohocken, Pa (Withdrawn 2016).
- ASTM, 2014a. Standard Test Methods for Specific Gravity of Soil Solids by Water Pycnometer (D854). ASTM International, West Conshohocken, Pa.
- ASTM, 2014b. Standard Test Method for Determination of Thermal Conductivity of Soil and Soft Rock by Thermal Needle Probe Procedure (D5334). ASTM International, West Conshohocken, Pa.
- ASTM, 2015. Standard Test Method for Measurement of Hydraulic Conductivity of Porous Material Using a Rigid-Wall (D5856). Compaction-Mold Permeameter, ASTM International, West Conshohocken, Pa.
- ASTM, 2016. Standard Test Methods for Determination of the Soil Water Characteristic Curve for Desorption Using Hanging Column (D6836). Pressure Extractor, Chilled Mirror Hygrometer, or Centrifuge, ASTM International, West Conshohocken, Pa.
- Aubertin, M., Aachib, M., Monzon, M., Joanes, A., Bussière, B., Chapuis, R., 1997. Étude de laboratoire sur l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de résidus miniers. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) report 2.22.2b.

- Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.-M., Gagnon, D., Barbera, J.-M., Mostafa, A., Bédard, C., P. Chapuis, R., 1999. Études sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers phase II-Essais en place. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) report 2.22.2c.
- Aubertin, M., Chapuis, R., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J., Tremblay, L., 1995. Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) report 2.22.2a.
- Aubertin, M., Aachib, M., Authier, K., 2000. Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL. *Geotextiles and Geomembranes* 18(2–4), 215-233.
- Benzaazoua, M., Bouzahzah, H., Taha, Y., Kormos, L., Kambombo, D., Lessard, F., Bussière, B., Demers, I., Kongolo, M., 2017. Integrated environmental management of pyrrhotite tailings at Raglan Mine: Part 1 challenges of desulphurization process and reactivity prediction. *Journal of Cleaner Production*, 162, 20 September 2017, 86-95.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Kongolo, M., McLaughlin, J., Marion, P., 2000. Environmental desulphurization of four Canadian mine tailings using froth flotation. *International Journal of Mineral Processing* 60, 57-74.
- Boulanger-Martel, V., Bussière, B., Côté, J., Mbonimpa, M., 2015. Laboratory Column Experiment to Evaluate Oxygen Diffusion through Covers with Capillary Barrier Effects Subjected to Freeze-Thaw Cycles, in: Guthrie, W.S. (Ed.), 16th International Conference on Cold Regions Engineering. American Society of Civil Engineers, Salt-Lake City, Utah, USA.
- Boulanger-Martel, V., Bussière, B., Côté, J., Mbonimpa, M., 2016. Influence of freeze–thaw cycles on the performance of covers with capillary barrier effects made of crushed rock–bentonite mixtures to control oxygen migration. *Canadian Geotechnical Journal* 53, 753-764.
- Boulanger-Martel, V., Bussière, B., Côté, J., Gagnon, P., 2017. Design, construction, and preliminary performance of an insulation cover with capillary barrier effects at

- Meadowbank mine, Nunavut. In Proceedings of the 70th Canadian Geotechnical Conference. Ottawa, Ontario, Canada. Paper 354.
- Bortkovskii, R.S., 2012. Estimation of oxygen and carbonic acid diffusion through sea ice. *Izvestiya, Atmospheric and Oceanic Physics* 48(5), 538-543.
- Bouzahzah, H., 2013. Modification et amélioration des tests statiques et cinétiques pour une prédiction fiable du drainage minier acide. Ph.D. thesis, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Québec, Canada.
- Bussière, B., Nicholson, R., Aubertin, M., Servant, S., 1997. Effectiveness of covers built with desulphurized tailings: column test investigation. *Proceedings of Forth International Conference on Acide Rock Drainage*, 763-778.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., Lelièvre, J., Bois, D., Servant, S., 1998. Valorisation des résidus miniers: une approche intégrée—Phase II. Rapport final soumis au ministère des Ressources naturelles du Québec.
- Bussière, B., 1999. Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques. Ph.D. thesis, École polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.
- Bussière, B., Aubertin, M., Chapuis, R.P., 2003. The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal* 40, 512-535.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., Mbonimpa, M., 2004. A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology* 45, 609-622.
- Bussière, B., Hayley, D.W., 2010. Effects of climate change on mine waste disposal in the arctic. *Geo-Strata* 14 (5), 42, 44-46.
- Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J., Julien, M., 2006. Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Quebec, CIM Bulletin 1, 1-11.
- Bussiere, B., 2007. Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. *Canadian*

Geotechnical Journal 44, 1019-1052.

- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J.W., Chapuis, R.P., 2007. Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. *Canadian Geotechnical Journal* 44, 245-265.
- Centre D'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ), 2013. Détermination du carbone et du soufre : méthode par combustion et dosage par spectrophotométrie infrarouge. MA. 310 – CS 1.0, Rév. 3, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, 8.
- Chapuis, R.P., Masse, I., Madinier, B., Aubertin, M., 2007. A drainage column test for determining unsaturated properties of coarse materials. *Geotechnical Testing Journal* 30(2), 83–89.
- Côté, J., Konrad, J.-M., 2005a. A generalized thermal conductivity model for soils and construction materials. *Canadian Geotechnical Journal* 42, 443-458.
- Coulombe, V., 2012. Performance de recouvrements isolants partiels pour contrôler l'oxydation de résidus miniers sulfureux. M.Sc.A. thesis, École polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.
- Dagenais, A.-M., 2005. Techniques du contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires. Ph.D. thesis, École polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.
- Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., Blier, A., 2008. Column test investigation on the performance of monolayer covers made of desulphurized tailings to prevent acid mine drainage. *Minerals Engineering* 21, 317-329.
- Demers, I., Bussière, B., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., 2009. Oxygen diffusion and consumption in low-sulphide tailings covers. *Canadian Geotechnical Journal* 46(4), 454- 469.
- Dirksen, C., Hilhorst, M., 1994. Calibration of new frequency domain sensor for soil water content and bulk electrical conductivity. ASA-CSSA-SSSA Annual meetings: Agronomy Abstracts 228.
- Elberling, B., Nicholson, R. V., David, D. J., 1993. Field evaluation of sulphide oxidation rates. *Nordic Hydrology* 24(5), 323-338.

- Elberling, B., Nicholson, R., Reardon, E., Tibble, R., 1994. Evaluation of sulphide oxidation rates: a laboratory study comparing oxygen fluxes and rates of oxidation product release. *Canadian Geotechnical Journal* 31, 375-383.
- Elberling, B., 1998. Processes controlling oxygen uptake rates in frozen mine tailings in the Arctic. *Ice in surface waters*. Rotterdam, Holland, A.A. Balkea 183-188.
- Elberling, B., Schippers, A., Sand, W., 2000. Bacterial and chemical oxidation of pyritic mine tailings at low temperatures. *Journal of Contaminant Hydrology* 41, 225-238.
- Elberling, B., 2005. Temperature and oxygen control on pyrite oxidation in frozen mine tailings. *Cold Regions Science and Technology* 41, 121-133.
- Fredlund, D.G., Rahardjo, H., Fredlund, M.D., 2012. *Unsaturated soil mechanics in engineering practice*. John Wiley and Sons.
- Gosselin, M., 2007. Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène. M.Sc.A thesis, École polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.
- Harlan, R., Nixon, J., 1978. Ground thermal regime. *Geotechnical engineering for cold regions*, 103-163.
- Hilhorst, M.A., and Dirksen, C., 1994. Dielectric water content sensors: Time Domain versus frequency domain. 23-33, In *proc., symposium on TDR IN Environmental, Infrastructure and Mining Applications*, Northwestern univ., Evanston, IL. Sept. 1994. Special Publication SP 19-94. U.S. Dep. of Interior Bureau of Mines, U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC.
- Kabambi, A.K., Bussière B., Demers, I., 2017. Hydrogeological Behaviour of Covers with Capillary Barrier Effects Made of Mining Materials. *Geotechnical and Geological Engineering* 35(3), 1199-1220.
- Lawrence, R.W., Scheske, M., 1997. A method to calculate the neutralization potential of mining wastes. *Environmental Geology* 32, 100-106.
- Lee Black, D., McQuay, M.Q., Bonin, M.P., 1996. Laser-based techniques for particle-size

- measurement: A review of sizing methods and their industrial applications. *Progress in Energy and Combustion Science* 22(3), 267-306.
- Lessard, F., 2018. Évaluation de couvertures isolantes avec effets de barrière capillaire fait de résidus désulfurés afin de contrôler le drainage minier acide en conditions nordiques. M.Sc.A. thesis, École polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.
- Lindsay, M.B., Moncur, M.C., Bain, J.G., Jambor, J.L., Ptacek, C.J., Blowes, D.W., 2015. Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings. *Applied Geochemistry* 57, 157-177.
- Malicki, M., 1983. Capacity meter for the investigation of soil moisture dynamics. *Zeszyty problemowe postepow nauk rolniczych*.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., Bussière, B., 2003. Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal* 40, 916-932.
- Mbonimpa, M., Aubertin, M., Bussière, B., 2011. Oxygen consumption test to evaluate the diffusive flux into reactive tailings: interpretation and numerical assessment. *Canadian Geotechnical Journal* 48(6), 878-890.
- McCarthy David, F., 2007. *Essentials of Soil Mechanics & Foundations. Basic Geotechnics, Seventh Edition*, Pearson Prentice Hall Upper Saddle Rivers, New Jersey, Columbus, Ohio, Copyright.
- Meldrum, J. L., Jamieson, H. E., Dyke, L. D., 2001. Oxidation of mine tailings from Rankin Inlet, Nunavut, at subzero temperatures. *Canadian Geotechnical Journal* 38(5), 957-966.
- MEND, 2001. Mine Environment Neutral Drainage Program (MEND), in: MEND Manual, Volume 4 - Prevention and Control, Report 5.4.2d, Canada Center for Mineral and Energy Technology. Canada.
- MEND, 2004. Covers for Reactive Tailings Located in Permafrost Regions Review. Mine Environment Neutral Drainage Program (MEND), Report 1.61.4, Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.

- MEND, 2009. Mine Waste Covers in Cold Regions. Mine Environment Neutral Drainage Program (MEND), Rapport 1.61.5a, Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.
- MEND, 2012. Cold Regions Cover System Design technical Guidance Document. Mine Environment Neutral Drainage Program (MEND), Report 1.61.5c., Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada
- Molson, J., Aubertin, M., Bussière B., Benzaazoua M., 2008. Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. *Applied Geochemistry* (23), 1-24.
- Nastev, M., Aubertin, M., 2000. Hydrogeological modelling for the reclamation work at the Lorraine mine site Québec. 53rd Canadian Geotechnical Conference and 1st joint IAHCNC and CGS Groundwater Specialty Conference. Montreal, Quebec, 311-318.
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A., Reardon, E.J., 1989. Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal* 26, 1-8.
- Nixon, J., 2000. Geothermal analysis for tailings cover design–Falconbridge Raglan tailings project. Submitted to AGRA Earth and Environmental Ltd.
- Outcalt, S.I., Nelson, F.E., & Hinkel, K.M., 1990. The zero-curtain effect: heat and mass transfer across an isothermal region in freezing soil. *Water Resources Research* 26(7), 1509-1516.
- Robinson, M., Dean, T., 1993. Measurement of near surface soil water content using a capacitance probe. *Hydrological Processes* 7, 77-86.
- Rowe, R., Booker, J., Fraser, M., 1994. POLLUTEv6 and POLLUTE-GUI user's guide, GAEA Environmental Engineering Ltd. 305, London.
- Sobek, A.A., Geological, W.V., 1978. Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils. Industrial Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency.
- Taylor J.C., Hinczak I., 2001. Rietveld made easy: A Practical Guide to the Understanding of the

Method and Successful Phase quantifications. Sietronics Pty Ltd.

Yanful, E.K., 1993. Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. *Journal of Geotechnical Engineering* 119, 1207-1228.

CHAPITRE 5 DISCUSSION

Le chapitre précédent a présenté les principaux résultats en lien avec des essais en colonne réalisés pour évaluer la capacité d'une CIEBC constituée de résidus désulfurés à contrôler le DMA en conditions nordiques. Afin de mieux comprendre le comportement des CIEBC étudiées, il est pertinent de présenter et commenter certains résultats complémentaires non traités au chapitre 4. Dans ce qui suit, on présente ces résultats, soit des mesures directes de teneur en eau volumique et de succion au démantèlement, la comparaison entre les concentrations d'oxygène mesurées et prédites par modélisation numérique, et la qualité chimique des eaux de rinçage récupérées après chaque cycle de M/D.

5.1 Caractérisation des matériaux au démantèlement des colonnes

Lors de la réalisation d'essais en colonne, il est important de prendre un certain nombre de mesures (teneurs en eau volumique et succions) lors du démontage de ces colonnes. Ces résultats permettent de valider les résultats obtenus par les sondes qui sont utilisées pour estimer le comportement hydrogéologique du recouvrement et, par le fait même, sa performance à contrôler la migration d'oxygène. Un résumé des différents profils des valeurs de θ_w mesurées par les sondes Degagon 5TM et calculées à partir de mesures gravimétriques lors du démantèlement, en fonction de l'élévation des colonnes, est présenté à la figure 5.1.

Lors du démantèlement, des tranches de 10 à 25 cm d'épaisseur de sol ont été extraites. La porosité et la teneur en eau volumique ont été déterminées à partir du volume de chaque tranche, de la masse sèche et humide et de la densité relative des matériaux (voir les équations 3.1 à 3.6).

$$M_w = M_h - M_s \quad [5.1]$$

$$\omega = \frac{M_w}{M_s} \times 100 \quad [5.2]$$

$$V_s = \frac{M_s}{D_r} \quad [5.3]$$

$$V_w = \frac{M_w}{\rho_w} \quad [5.4]$$

$$V_v = V_s - V_w \quad [5.5]$$

$$n = \frac{V_v}{V_t} \quad [5.6]$$

$$S_r = \frac{V_w}{V_v} \quad [5.7]$$

$$\theta_w = \frac{V_w}{V_t} \quad [5.8]$$

Les valeurs de θ_w mesurées présentées à la figure 5.1 correspondent à la moyenne mesurée par les sondes pour chaque cycle à l'état totalement dégelé, soit à température ambiante de la chambre froide (5°C). Cette moyenne de θ_w est calculée à partir des mesures prises avant le début de l'expérimentation et pour les 8 cycles suivants. Notez que les lignes pointillées tracées à la figure 5.1 délimitent la CRH de chaque colonne. Les θ_w mesurées dans les couches de protection faites de roches concassées sont en moyennes inférieures à 0,1 (soit relativement proche de $\theta_r=0,02$) pour C1 et C2. Des valeurs similaires mais légèrement inférieures ont été obtenues par gravimétrie lors du démantèlement. Pour la CRH, l'intervalle des valeurs mesurées est de $0,30 < \theta_w < 0,38$ (les valeurs sont très proche de la saturation), ce qui signifie que les effets de barrières capillaires permettent de maintenir un haut degré de saturation dans la CRH des CEBC testées. Encore une fois, il y a une bonne correspondance entre les valeurs mesurées par les sondes et celles obtenues au démantèlement (différences se situant à l'intérieur de la précision des sondes qui est typiquement de 0,03; Degagon Devices Inc.). Les θ_w mesurées et calculées dans la couche de bris capillaire du bas sont dans la même fourchette de valeurs (entre 0,05 et 0,1), et également similaires à celles mesurées dans la couche de protection. Les variations des valeurs mesurées dans les différentes couches sont principalement attribuables aux variations locales de porosité et à la précision de la sonde. Basé sur l'expérience en laboratoire à l'UQAT, l'incertitude au démantèlement est environ équivalente à celle mesurée par les sondes 5TM, soit 0,03. Les profils de θ_w de la figure 5.1 montrent une bonne stabilité dans le temps, et ce même avec les cycles de gel et dégel. Les infiltrations d'eau réalisées à chaque cycle ne semblent pas influencer les valeurs moyennes de θ_w pour chaque cycle dans les deux colonnes.

De plus, des suctions matricielles ont été mesurées lors du démantèlement à l'aide d'un tensiomètre de type JetFill (modèle 2725; Operating Instructions, 2011). Les suctions matricielles mesurées au

démantèlement à la figure 5.2 ($\psi_{C1}=16$ à 21 et $\psi_{C2}=15$ à 21) sont similaires pour les colonnes C1 et C2 et concordent bien avec les valeurs de ψ mesurées pour différents cycles de G/D à l'aide des sondes Watermark installées à l'élévation 0.75 m ($\psi_{C1}=2$ à 28 et $\psi_{C2}=4$ à 19; voir l'annexe C pour les détails). Les mesures de succion des sondes ont été récupérées à tout moment durant le drainage du cycle de M/D alors que les valeurs au démantèlement (prises à l'aide du tensiomètre JetFill) ont été prises à la fin du cycle de drainage. Cela explique que les valeurs au démantèlement soient près des valeurs maximales mesurées par les senseurs. On observe que le comportement hydrogéologique est semblable dans les deux colonnes et témoigne d'une CEBC efficace où la succion dans la CRH est généralement inférieure à la pression d'entrée d'air du résidu désulfuré présentée au tableau 3.11 (e.g. Aubertin et al., 1995; Bussière et al., 2003).

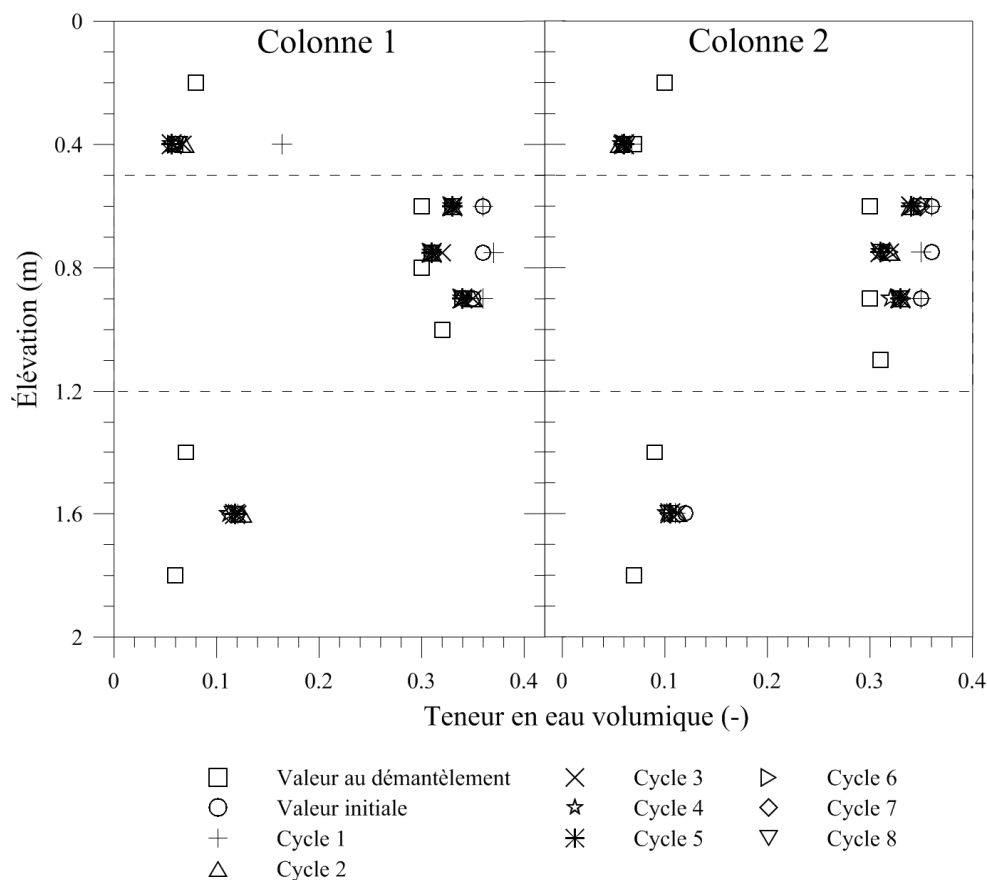


Figure 5.1 : Teneurs en eau volumique moyennes mesurées à température ambiante de la chambre froide (5°C) pour les 8 cycles (valeurs des sondes) et au démantèlement des colonnes 1 et 2

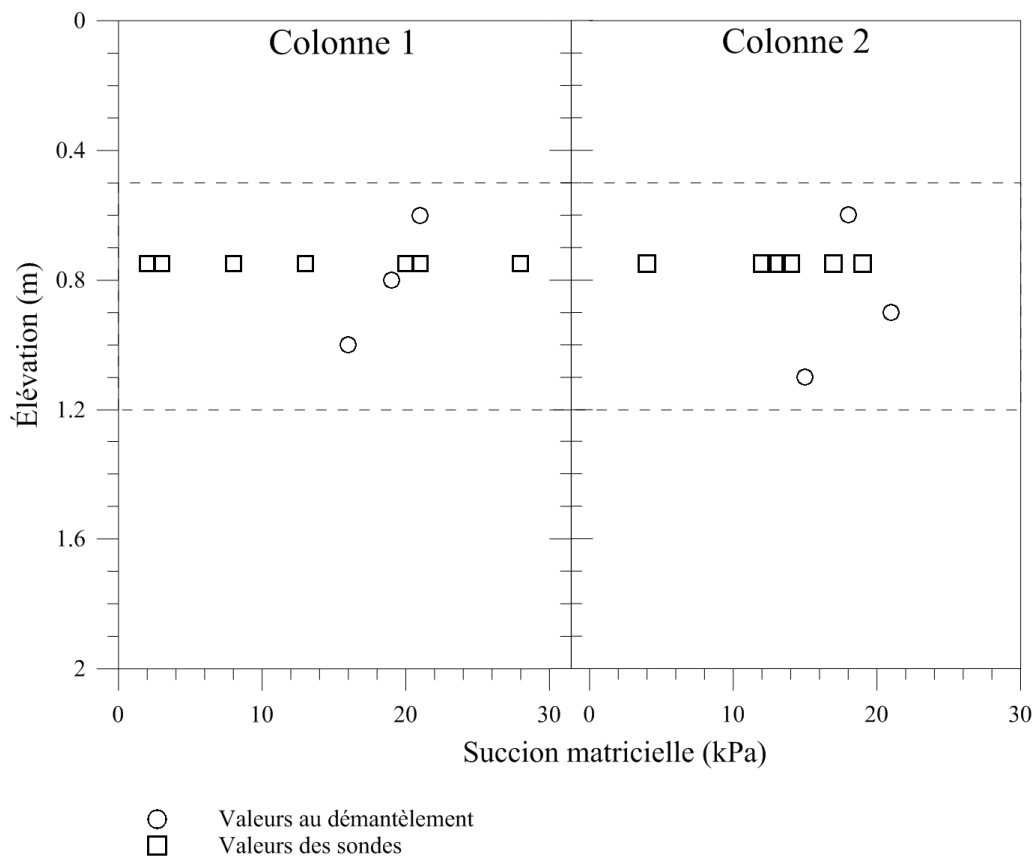


Figure 5.2 : Succions matricielles mesurées à l'aide des sondes à différents cycles et au démantèlement des colonnes 1 et 2

5.2 Comparaison des concentrations d'oxygène mesurées avec les prédictions numériques

Dans l'objectif de valider l'exactitude du profil de concentration d'oxygène tracé à partir des échantillons de gaz prélevés à l'aide des ports d'échantillonnage des colonnes, une prédiction a été réalisée en utilisant le modèle numérique POLLUTEv6.

L'interprétation unidimensionnelle de la diffusion et de la consommation d'O₂ dans les colonnes peut être réalisée à l'aide du modèle numérique POLLUTEv6 (Rowe et al., 1994). Ce code numérique résout les équations de dispersion-advection en utilisant la technique d'épaisseur finie

(«finite-layer technique») et a été spécifiquement conçu pour la migration des contaminants pour des sols saturés. Cependant, grâce à l'ajustement des paramètres du code, il est possible de l'adapter afin de représenter les mécanismes de diffusion dans un milieu non saturé (Rowe et Booker, 1985) et d'inclure la réactivité (Mbonimpa et al., 2003). Le logiciel POLLUTEv6 a notamment été utilisé pour évaluer la capacité des résidus légèrement réactifs à agir comme une barrière à la migration de l'oxygène dans d'autres essais en colonne instrumentés au laboratoire (e.g. Demers, 2008; Boulanger-Martel et al., 2016).

Pour simuler le transport d'O₂ à travers un sol poreux réactif, comme c'est le cas des CIEBC contenues dans les colonnes C1 et C2, l'équation de diffusion et de consommation d'O₂ (équation 5.9 et 5.10) doivent être résolue simultanément. Pour effectuer l'analyse numérique, les paramètres suivants doivent être entrés dans le code: la porosité ($n = \theta_{eq} = \theta_a + H\theta_w$ où H est la constant d'équilibre de Henry $\sim 0,03$ à 20 °C), la vitesse de Darcy ($v = 0$), le temps de demi-vie de dégradation $t^*_{1/2}$, et le coefficient de dispersion hydrodynamique ($D^* = D_e\theta_{eq}^{-1}$). Le paramètre de diffusion d'oxygène (D_e) est calculé à partir du modèle de Aachib et al. (2004):

$$D_e = 1/n^2 (D_a^0\theta_a^{p_a} + HD_w^0\theta_w^{p_w}) \quad [5.9]$$

Où D_a^0 and D_w^0 sont respectivement le coefficient de diffusion d'O₂ dans l'air et dans l'eau et p_a et p_w représentent la tortuosité des phases interstitielles gazeuse et liquide, respectivement. Tel que suggéré par Aachib et al. (2004), la valeur $p_a = p_w = 3,4$ a été utilisée dans cette étude. Dans POLLUTEv6, la réactivité est représentée par le temps de demi-vie de dégradation $t^*_{1/2}$ (Mbonimpa et al., 2003):

$$t^*_{1/2} = \ln 2 / k_r^* = \theta_{eq} \frac{\ln 2}{k_r} \quad [5.10]$$

Où K_r^* (K_r/θ_{eq}) est le coefficient du taux de réaction apparent et K_r est le coefficient effectif du taux de réaction.

Pour cette étude, un modèle conceptuel composé de trois couches, tel que décrit à la figure 5.3, a été réalisé avec l'interface de POLLUTEv6. Tel que vu précédemment à la figure 5.1, la condition

de saturation est pratiquement uniforme dans chacune des couches de la CEBC; cette hypothèse est donc considérée valide pour les simulations. Une condition limite de concentration constante d'oxygène atmosphérique (20,9%) et une condition limite de flux zéro ont respectivement été imposées au sommet et à la base du modèle. Dans la couche de résidus désulfurés, une valeur de $\theta_w=0,32$ est utilisée (mesure représentative de θ_w au jour 6) pour $n=0,36$ et $n=0,40$ correspondant au minimum et au maximum de porosité possible. Les valeurs de K_r mesurées expérimentalement à l'aide d'une chambre à deux cellules de diffusion/consommation (C1: $K_r=1,2\times10^{-1}\text{jour}^{-1}$; C2 : $K_r=1,9\times10^{-1}\text{jour}^{-1}$) sont aussi ajoutées dans les paramètres du code.

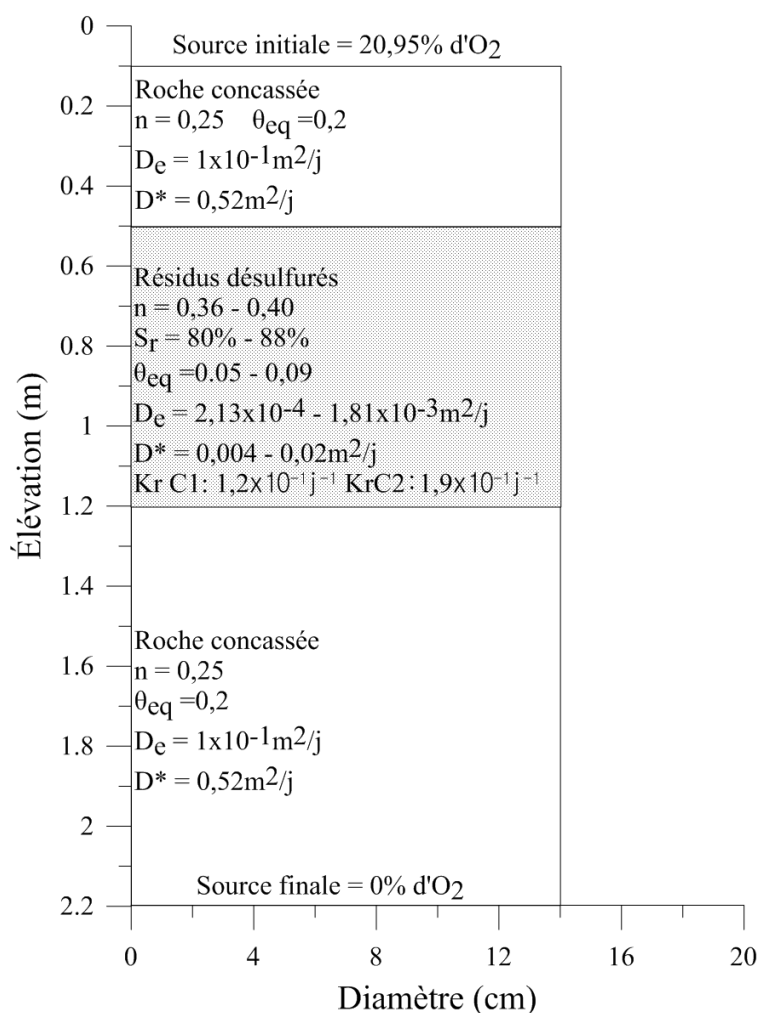


Figure 5.3 : Modèle numérique pour la simulation des profils d'oxygène des colonnes 1 et 2

Les profils de concentration d'oxygène mesurés et prédits (pour deux porosités différentes) sont présentés à la figure 5.4. L'écart entre les profils prédits et mesurés est significatif, surtout pour la colonne C2. On peut expliquer en partie la différence par la non-étanchéité du système. En effet, une fuite à la base des colonnes entraîne une concentration en oxygène à la hausse dans le bas de la CRH. Ces fuites ont d'ailleurs été observées au démantèlement, particulièrement dans la colonne C2. Le modèle numérique quant à lui simule une colonne étanche, avec une condition de flux nul à la base. Il est donc possible que les conditions initiales et frontières imposées ne représentent pas parfaitement le système en place. Des travaux supplémentaires sur ce sujet seraient nécessaires dans le futur.

Il est à noter cependant que les calculs de flux se font à l'aide du gradient (la pente du profil). Les flux d'oxygène calculés à l'aide de la méthode des gradients sont: C1 : $9,1 \times 10^{-4}$ à $7,7 \times 10^{-3}$ mole/m²/j; C2 : $9,5 \times 10^{-3}$ à $1,1 \times 10^{-3}$ mole/m²/j). Les valeurs de flux prédites à partir des modélisations sont, pour les colonnes 1 et 2 respectivement: $6,6 \times 10^{-4}$ à $2,7 \times 10^{-4}$ mole/m²/j et $3,7 \times 10^{-4}$ à $2,7 \times 10^{-4}$ mole/m²/j. Les flux prédits sont donc inférieurs à ceux mesurés mais, dans les deux cas (valeurs prédites et mesurées), les valeurs obtenues sont inférieures aux critères habituellement retenus pour qualifier d'efficace une CEBC, soit $5,5 \times 10^{-3}$ mole/m²/j (ou 2 moles/m²/an; e.g., Bussière, 1999; Dagenais, 2005; Nastev et Aubertin, 2000). Pour l'avenir, il serait recommandé de modifier le montage afin de garantir l'étanchéité du système. Cela permettrait d'obtenir une meilleure comparaison entre les valeurs mesurées et prédites.

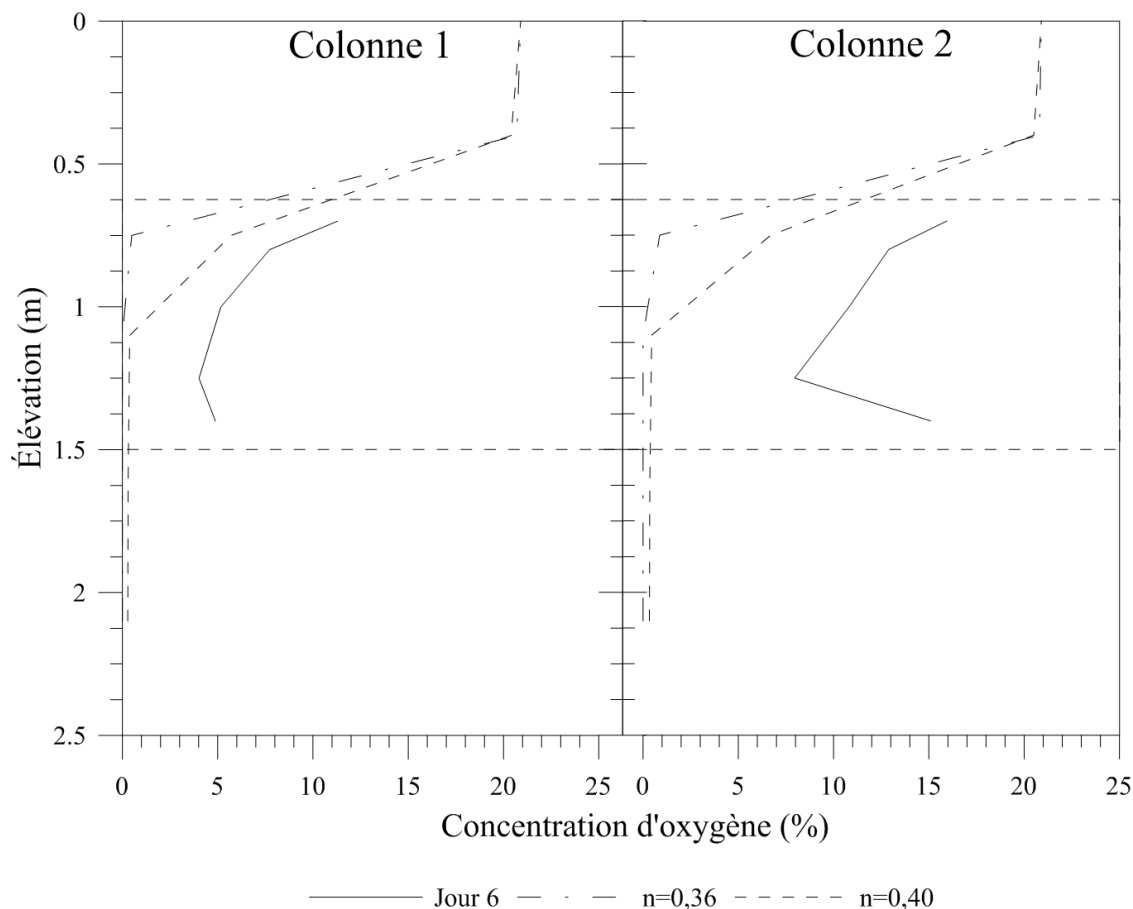


Figure 5.4 : Profils d'oxygène mesurés au jour 6 et prédits (pour $n=0,36$ et $n=0,40$) dans les colonnes 1 et 2

5.3 Qualité de l'eau d'exfiltration des colonnes

Jusqu'à présent, dans ce mémoire, la performance des CIEBC a été évaluée à l'aide des flux d'oxygène passant à travers la CRH. Cependant, le critère de performance ultime en restauration des sites miniers est la qualité des effluents. Dans ce qui suit, on présente les principaux résultats de la qualité d'eau récupérée au bas des colonnes après chaque cycle de rinçage. On ne vise pas ici à faire une interprétation détaillée du comportement hydrogéochimique des colonnes, mais plutôt à réaliser une interprétation qualitative du potentiel de génération de contaminants des CIEBC faites de résidus désulfurés. L'interprétation des données obtenue à l'aide des essais colonne permet de comprendre le comportement géochimique à court terme des systèmes de recouvrement testés via une analyse qualitative et quantitative de certains paramètres (MEND, 1991, 2009; Villeneuve,

2004). Le pH, l'acidité et l'alcalinité représentent la nature acide ou alcaline des eaux d'exfiltrations. On reconnaît généralement que les métaux (ex: Fe, As, Cu et Zn) et les sulfates (SO_4) sont les produits d'oxydation des sulfures tandis que les cations (ex: Ca, Mn et Mg) sont des produits de dissolution des minéraux neutralisants (carbonates et silicates).

Les résultats des eaux d'exfiltration des colonnes C1 et C2 sont présentés à la figure 5.5 pour les huit cycles de rinçage. L'évolution du pH, de l'Eh, de la conductivité, de l'acidité, de l'alcalinité y est présentée ainsi que les concentrations en Al, Zn, Mg, Ni, Ca et SO_4 (les concentrations en d'autres éléments peuvent être trouvés à l'annexe B). Les concentrations en Zn et Ni dans les eaux d'exfiltrations ont été comparées aux limites du gouvernement du Québec (Directive 019) en termes de concentrations autorisées au point de rejet de l'effluent final (lignes pointillées rouge à la figure 5.5).

Selon les graphiques de la figure 5.5, le pH des deux colonnes est à peu près similaire avec des valeurs basiques qui oscillent autour de 8; le pH respecte l'exigence de la D019 ($6 < \text{pH} < 9,5$). Les valeurs de Eh oscillent entre 225 et 490 mV tandis que pour les conductivités électriques, une tendance à la hausse est observée jusqu'au cycle 6 (augmentation de 4 à 8 $\mu\text{S}/\text{cm}$), suivi d'une diminution pour la colonne C2. Pour ce qui est de l'alcalinité, elle est relativement similaire entre les deux colonnes avec des valeurs qui varient pour C2 entre 60 et 240 $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ et entre 90 et 220 $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ pour C1. L'acidité quant à elle est plus faible que l'alcalinité avec des valeurs se situant entre 0 et 10 $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$.

Le graphique du Ca montre une augmentation de sa concentration pour atteindre une valeur constante (entre 400 et 500 mg/l) à partir du cycle 6. Le calcium dans l'eau d'exfiltration indique que l'acide est neutralisé principalement par des minéraux contenant du Ca, l'actinolite et la calcite, qui ont été détectés dans la caractérisation minéralogique (voir tableau 3.8). La concentration en Mg augmente au départ pour se stabiliser à partir du cycle 4 à des valeurs entre environ 200 et 300 mg/l . Les concentrations en Al mesurées dans toutes les eaux d'exfiltrations sont plutôt faibles et varient entre 0 et 0,03 mg/l . Les concentrations en Ni sont relativement constantes avec des valeurs d'environ 0,1 pour les deux colonnes. Cette valeur est en dessous de 1 mg/l , soit la valeur maximale exigée par la D019. Tout comme le Fe et le Cu, le Ni précipite à un pH basique ce qui pourrait

expliquer les faibles concentrations détectées. Notez qu'aucune concentration de Fe ou de Cu n'a été mesurée dans les eaux d'exfiltrations des deux colonnes. Il y a une augmentation de la concentration en Zn jusqu'à 0,5 mg/l pour C1 et à 1,7 mg/l pour C2. Cette dernière valeur est la seule qui dépasse la limite de régulation de 1 mg/l de Zn. La différence dans les concentrations de Zn concorde avec une concentration en soufre supérieure dans la CRH de la colonne C2. La concentration en sulfate quant à elle donne une indication de l'oxydation des sulfures car elle est un produit de l'oxydation des sulfures. La figure 5.5 montre que la concentration en sulfate s'élève de 500 à 9000 mg/l jusqu'au cycle 6 et diminue ensuite à environ 6500 et 4500 mg/l pour C1 et C2 respectivement. Ces valeurs élevées sont surprenantes considérant que les pH sont neutres et que les concentrations en métaux sont relativement faibles.

Pour qu'une couverture soit acceptable d'un point de vue environnemental, il est important qu'elle ne génère pas de contaminants. Les résultats obtenus durant les essais en colonne montrent que, à part la teneur en Zn dans la colonne 2, toutes les qualités d'eau respectent la D019. Cependant, d'autres essais sont nécessaires pour bien comprendre le comportement géochimique à long terme du matériau désulfuré. Des essais cinétiques standards avec une caractérisation minéralogique détaillée avant et après essai cinétique seraient une façon de mieux comprendre les phénomènes de neutralisation, oxydation et possiblement de carbonatation par la lizardite.

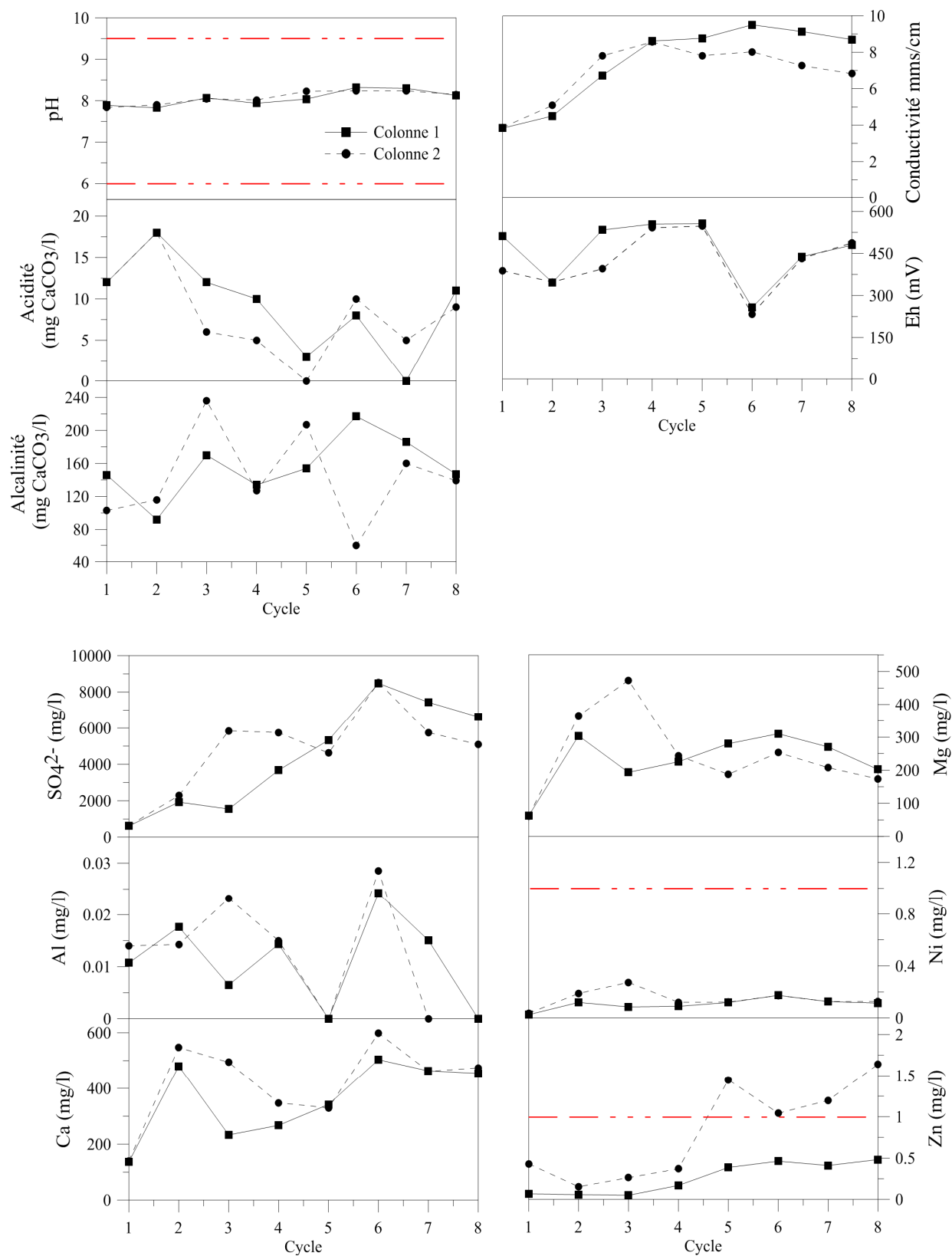


Figure 5.5 : Résultats de la qualité des eaux d'exfiltration des colonnes 1 et 2

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

6.1 Sommaire et conclusions

Les ressources naturelles sont de plus en plus rares dans le sud du Québec, ce qui pousse la nouvelle génération d'opération minière à exploiter des sites en conditions nordiques, où l'environnement est particulièrement hostile. Dans ce contexte, la restauration des parcs à résidus générateurs de DMA est un défi majeur considérant qu'elle doit être efficace à très long terme. C'est pourquoi la mine Raglan, une propriété de Glencore localisée au nord du Québec, travaille à développer une méthode de restauration plus robuste pour le parc à résidus miniers. La méthode envisagée initialement était le recouvrement isolant; cette méthode est également en évaluation ou en application à d'autres sites miniers localisés dans des conditions climatiques similaires (voir Chapitre 2). Le recouvrement isolant consiste à maintenir les résidus réactifs gelés en permanence dans le pergélisol. Cependant, cette méthode pourrait s'avérer inefficace à long terme dû aux changements climatiques marqués dans les régions nordiques québécoises et canadiennes (référence au rapport URSTM, 2017). Pour pallier à ce problème, une combinaison d'un recouvrement isolant et d'une couverture de type CEBC est une option intéressante puisqu'elle permettrait de contrôler les flux d'oxygène durant la période de dégel des résidus réactifs en plus de prolonger la période de gel de ceux-ci. Ce type de couverture (appelée CIEBC) qui viserait à contrôler deux paramètres (le flux d'oxygène et la température des résidus) n'a jamais été utilisé en climat nordique. Une autre problématique en région éloignée est la proximité des matériaux fins (silt) pour constituer les barrières, quelles soient à l'eau, l'oxygène ou thermique. Les résidus miniers désulfurés, produits directement à la mine, représentent une alternative intéressante aux matériaux fins d'origine naturelle.

L'évaluation en laboratoire de la performance de deux couvertures isolantes avec effets de barrière capillaire (CIEBC), dont la couche de rétention d'humidité (CRH) est composée de deux niveaux de résidus désulfurés, à l'aide de colonnes installées dans une chambre à température contrôlée pour simuler des conditions nordiques, est le sujet du présent projet de recherche. Une caractérisation détaillée (physique, chimique, minéralogique, hydrogéologique, thermique et de la réactivité) des matériaux a d'abord été réalisée en laboratoire afin d'évaluer leur capacité à être

utilisés dans une CIEBC. Dans le but d'observer l'impact des cycles de gel-dégel (G/D) sur les propriétés des matériaux de la CIEBC, les colonnes ont été soumises à 8 cycles de G/D et de mouillage-drainage (M/D). À partir de ces essais, une analyse des comportements hydrogéologiques et thermiques a été effectuée. La performance des CIEBC testées a été évaluée selon le pire scénario, soit celui où la CRH est dégelée et la réactivité est au maximum (température la plus chaude du site Mine Raglan). Dans ces conditions, des teneurs en eau volumiques et des concentrations d'oxygène ont été mesurées dans la CRH afin de calculer des flux d'oxygène à l'intérieur du recouvrement. La génération de contaminants du recouvrement a aussi été vérifiée de manière préliminaire en analysant la qualité des eaux d'exfiltration. Dans ce qui suit, les principales conclusions que l'on peut tirer à partir des résultats obtenus sont présentées.

La caractérisation des matériaux de recouvrement a permis de montrer qu'ils ont les propriétés physiques et hydrogéologiques adéquates pour générer l'effet de barrière capillaire recherché dans une CEBC. Une estimation de la valeur de K_r des échantillons de résidus désulfurés a été obtenue à partir des résultats des tests en cellule à deux chambres de diffusion/consommation, ce qui a permis plus tard d'évaluer l'effet de cette réactivité sur les flux d'oxygène qui peuvent traverser les CIEBC testées. Des mesures de la conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) ont montré des valeurs typiques pour des rejets de concentrateur ($\approx 10^{-5}$ cm/s) et que les cycles de G/D n'influencent pas significativement les valeurs obtenues, même après huit cycles. Les propriétés de rétention d'eau mesurées sont également typiques pour les rejets désulfurés testés et le contraste avec le matériau grossier utilisé comme couche de protection et de bris capillaire est nettement suffisant pour satisfaire aux conditions minimales pour obtenir les effets de barrière capillaire nécessaires au bon fonctionnement des deux recouvrements. Enfin, quant aux propriétés thermiques, ils sont typiques d'un matériau fin. La différence entre les valeurs de conductivité thermiques à l'état non gelé et gelé est négligeable pour les deux types de résidus désulfurés. La phase de solidification se situe autour de zéro et les résidus désulfurés sont complètement gelés avant d'atteindre une température de -9°C .

Les mesures de teneurs en eau volumique mesurée dans les deux CIEBC étudiées confirment la présence des effets de barrière capillaire avec un degré de saturation élevé ($>85\%$) de la CRH et des valeurs faibles dans les deux couches de matériaux grossier. L'analyse des comportements

hydrogéologiques et thermiques des CIEBC testées en colonnes a montré que celles-ci ne sont pas significativement influencées par les cycles de G/D au cours des huit cycles réalisés lors de cette étude. La teneur en eau volumique peut être considérée comme homogène à travers la CRH à l'état gelé et non gelé ($\theta_w \text{ (frozen)} \approx 0,15$; $\theta_w \text{ (Unfrozen)} \approx 0,35$). Pour la roche concassée, la moyenne des valeurs de teneur en eau volumique gelée et non gelée ($\theta_w \text{ (frozen)} = 0,05$; $\theta_w \text{ (Unfrozen)} = 0,10$) sont près des valeurs résiduelles. L'évolution de la teneur en eau non gelée (θ_u) en fonction du temps confirme que la CRH a un haut degré de saturation lorsque les colonnes sont complètement dégelées. Lorsque la température des matériaux approche 0°C, il y a une stabilisation des températures en raison du gel et un dégel de l'eau interstitielle dans la CRH. La libération de la chaleur latente durant la phase de transition explique la formation de ce plateau. La libération de la chaleur latente a été plus importante dans les résidus désulfurés que dans la roche concassée en raison des teneurs en eau volumiques plus élevées. En effet, en raison des faibles teneurs en eau volumique enregistrées dans les deux couches de matériaux grossiers, il n'y a pas eu de formation de plateau durant le processus de gel ou dégel.

Les flux d'oxygène à travers les CIEBC ont été évaluées à l'aide de trois différentes approches: 1) la première loi de Fick; 2) l'équation pour les matériaux réactifs de Mbonimpa et al. (2003) et 3) la méthode des gradients d'oxygène. Les résultats obtenus avec ces approches sont réalistes et sont moins élevés que la valeur maximale de flux proposée dans la littérature de $5,5 \times 10^{-3} \text{ mol/m}^2/\text{jr}$. L'équation de Mbonimpa et al. (2003) montre que les sulfures résiduels de la CRH réduits (à court terme) les flux d'oxygène ($< 1,11 \times 10^{-4} \text{ mol/m}^2/\text{jr}$) migrants à travers la CRH (les sulfures résiduels consomment l'oxygène qui tente de diffuser à travers la CRH). Ainsi, les résultats prouvent que la configuration de la CIEBC testée pourrait être efficace à contrôler la migration de l'oxygène atmosphérique vers les résidus Raglan et ce, malgré les cycles de G/D. Il semble que la colonne ayant la teneur en sulfure résiduel la plus élevée ait réduit le flux d'oxygène plus efficacement en raison de la consommation d'O₂ dans la CRH.

Afin de mieux comprendre le comportement des CIEBC étudiées, il a été jugé pertinent de présenter et commenter certains résultats complémentaires, notamment des résultats de mesures directes de teneur en eau volumique et de succion au démantèlement, une comparaison entre les concentrations d'oxygène mesurées et prédites par modélisation numérique et des résultats de

qualité chimique des eaux de rinçage récupérées après chaque cycle de M/D. Les θ_w (moyenne mesurée par les sondes pour chaque cycle à l'état totalement dégelé) mesurées dans les couches de protection faites de roches concassées sont similaires mais légèrement inférieures à celles obtenues par gravimétrie lors du démantèlement (moyenne inférieures à 0,1, soit relativement proche de la $\theta_r=0,02$ pour C1 et C2). Pour la CRH, l'intervalle des valeurs mesurées est très proche de la saturation ($0,30 < \theta_w < 0,38$) ce qui signifie que les effets de barrières capillaires permettent de maintenir le haut degré de saturation attendue dans les CIEBC testées. Les valeurs mesurées par les sondes dans la CRH ont une bonne correspondance avec celles obtenues au démantèlement (différences se situant à l'intérieur de la précision des sondes qui est typiquement de 0,03). De plus, les mesures de suctions matricielles lors du démantèlement ($\psi_{C1}=16$ à 21 et $\psi_{C2}=15$ à 21) sont similaires pour les colonnes C1 et C2 et concordent bien avec les valeurs de ψ mesurées pour différent cycle de G/D à l'aide des sondes installées dans la CRH ($\psi_{C1}=2$ à 28 et $\psi_{C2}=4$ à 19). On observe que la succion matricielle dans la CRH des deux colonnes est généralement inférieure à la pression d'entrée d'air du résidu désulfuré, ce qui explique les teneurs en eau élevées mesurées dans les CRH tout au long des essais en colonne.

Dans l'objectif de valider l'exactitude du profil de concentration d'oxygène tracé à partir des échantillons de gaz prélevés à l'aide des ports d'échantillonnage des colonnes, une prédiction a été réalisée en utilisant le modèle numérique POLLUTE. Les flux d'oxygène ont été calculés à l'aide de la méthode des gradients (la pente du profil). Les flux prédits à partir des modélisations (C1: $6,6 \times 10^{-4}$ à $2,7 \times 10^{-4}$ mole/m²/j et C2: $3,7 \times 10^{-4}$ à $2,7 \times 10^{-4}$ mole/m²/j) sont inférieurs à ceux mesurés (C1 : $9,1 \times 10^{-4}$ à $7,7 \times 10^{-3}$ mole/m²/j; C2 : $9,5 \times 10^{-3}$ à $1,1 \times 10^{-3}$ mole/m²/j). Mais, dans les deux cas (valeurs prédites et mesurées), les valeurs obtenues sont inférieures aux critères habituellement retenus pour qualifier d'efficace une CEBC, soit $5,5 \times 10^{-3}$ mole/m²/j. Les modélisations numériques confirment l'efficacité des CIEBC testées pour contrôler la migration d'oxygène et ce, même si la correspondance entre les valeurs mesurées et prédites est loin d'être parfaite.

L'interprétation des principaux résultats de la qualité d'eau récupérée au bas des colonnes après chaque cycle de rinçage ont permis de mieux comprendre le comportement géochimique à court terme des systèmes de recouvrement testés via une analyse qualitative du potentiel de génération de contaminants des CEBC faites de résidus désulfurés. Les paramètres mesurés dans les eaux

d'exfiltrations respectent les limites de la D019 en termes de concentrations autorisées au point de rejet de l'effluent final à l'exception de la concentration en Zn dans C2. La concentration en Zn mesurée lors d'un des rinçages (1,7 mg/l) est supérieure à celle de la D019 (1 mg/l) et concorde avec une concentration en soufre supérieure dans la CRH de la colonne C2.

6.2 Recommandations

Ce projet de maîtrise a permis d'évaluer une option potentielle intéressante pour la restauration du parc à résidus de la Mine Raglan. Cette nouvelle technique est plus robuste parce qu'elle combine le contrôle de la température des résidus et de la migration de l'oxygène. Cette étude profitera sans doute à d'autres exploitations minières en région nordique. De plus, la nouvelle approche qui consiste à réutiliser des rejets miniers dans la restauration de sites miniers en climat nordiques est très attrayante particulièrement dans le contexte où les matériaux fins d'origine naturel sont rares dans plusieurs régions nordiques. Cependant, pour pousser encore plus loin cette étude, des travaux complémentaires à ce mémoire sont recommandés:

- Modifier le montage en colonne afin de garantir l'étanchéité du système. Cela permettrait d'obtenir une meilleure comparaison entre les valeurs mesurées et prédites de concentration d'oxygène. Cela étant dit, ces problèmes mineurs de fuite n'ont pas affecté de façon significative les résultats thermo-hydrogéologiques de cette étude.
- Évaluer la performance de la CEBC isolante dont la CRH est composée de résidus désulfurés à plus grande échelle à l'aide de parcelles de terrain installées à la Mine Raglan. Cela permettrait de valider le comportement des CIEBC en conditions nordiques naturelles et non simulées.
- Évaluer de façon plus détaillée le comportement géochimique des résidus de Mine Raglan avant et après désulfuration. En effet, les concentrations en sulfate élevées dans les deux colonnes sont surprenantes considérant que les pH sont neutres et que les concentrations en métaux sont relativement faibles. Par conséquent, particulièrement dans le cas des résidus désulfurés #2 utilisés dans cette étude, des études supplémentaires sont nécessaires pour

s'assurer que le matériau ne génère pas de contaminants ($\text{NNP} = 2.8 \text{ kg CaCO}_3/\text{t}$ and $\text{NPR} = 1.1$).

- Modéliser le comportement hydro-thermo-géochimique des systèmes étudiés. Il existe en effet certains modèles complexes permettant d'intégrer le comportement géochimique aux mouvements thermique et hydrogéologiques. Il serait intéressant de valider ces modèles avec les résultats obtenus pour éventuellement faire des projections à long terme.

Finalement, l'utilisation de résidus désulfurés comme CRH dans une CEBC ou une CIEBC est une méthode prometteuse puisqu'elle permet d'éliminer les coûts importants générés par le transport de matériaux de construction en région éloignée. De plus, l'empreinte environnementale du site minier se trouve à être réduite en effectuant le recyclage des résidus par un procédé de désulfuration. Toutefois, il est nécessaire que les résidus désulfurés soient non-générateurs de DMA. C'est pourquoi une interprétation détaillée du comportement hydrogéochimique des CIEBC faites de résidus désulfurés afin de s'assurer qu'elles ne génèrent pas de contaminants est essentiel avant de les appliquer à une échelle réelle.

RÉFÉRENCES

- Aboriginal Affairs and Northern Development Canada, 2013. Northern Contaminants Program. Consulté le 15 février 2013, tiré de <http://www.northerncontaminants.ca/>.
- Association canadienne des barrage - Canadian Dam Association (ACBCDA), 2007. Directives sur la sécurité des barrages.
- Association canadienne des barrage - Canadian Dam Association (ACBCDA), 2014. Application of 2007 Dam Safety Guidelines to Mining Dams – Design Considerations, ébauche.
- Aachib, M., Mbonimpa, M., Aubertin, M., 2004. Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. *Water, Air, and Soil Pollution* 156, 163-193.
- Abratis, P., Patrick, R., Kelsall, G., Vaughan, D., 2004. Acid leaching and dissolution of major sulphide ore minerals: processes and galvanic effects in complex systems. *Mineralogical Magazine* 68, 343-351.
- ACIA, 2004. Impacts of a Warming Arctic. Cambridge University Press.
- Adam, K., Kourtis, A., Gazea, B., Kontopoulos, A., 1997. Evaluation of static tests used to predict the potential for acid drainage generation at sulphide mine sites.
- Adu-Wusu, C., Yanful, E.K., 2006. Performance of engineered test covers on acid-generating waste rock at Whistle mine, Ontario. *Canadian Geotechnical Journal* 43, 1-18.
- Ahonen, L., Tuovinen, O.H., 1992. Bacterial oxidation of sulfide minerals in column leaching experiments at suboptimal temperatures. *Applied and environmental microbiology* 58, 600-606.
- Alexco Resource Corp., Ed., 2005. Heap Leach Pad Cover and Facilities Monitoring Program. Brewery Creek Mine. August 2005, 9 p.
- Allard, M., Sarrazin, D., Marchildon, C., 2008. Evidences of impacts of climate warming on permafrost in Nunavik (Northern Quebec), Proceedings of the Symposium on Mines and the Environment, november.
- Allison, J.D., Brown, D.S., Novo-Gradac, K.J., 1991. MINTEQA2/PRODEFA2, A geochemical assessment model for environmental systems: Version 3.0 User's Manual. Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency.
- AMEC, 2002. Tailings stack reclamation cover design, Mississauga, Ontario.
- Andersland, O.B., Ladanyi, B., 2004. Frozen ground engineering. John Wiley & Sons.
- Arenson, L., Sego, D., 2007. Protection of mine waste tailing ponds using cold air convection.

Assessment and Remediation of Contaminated Sites in Arctic and Cold Climates.

- Assessment, A.C.I., 2004. Impacts of a Warming Arctic-Arctic Climate Impact Assessment. Impacts of a Warming Arctic-Arctic Climate Impact Assessment, by Arctic Climate Impact Assessment, pp. 144. ISBN 0521617782. Cambridge, UK: Cambridge University Press, December 2004., 144.
- Associates, G., 1999. Field performance of the Les Terrains Aurifères, p. 107 p.
- ASTM, 2006. Standard Test Method for Permeability of Granular Soils (Constant Head) (D2434-68), ASTM International.
- ASTM, 2007. Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils (D422-63), ASTM International.
- ASTM, 2012. Standard Test Methods for Laboratory Compaction Characteristics of Soil Using Modified Effort (56,000 ft-lbf/ft³ (2,700 kN-m/m³)) (D1557-12e1), ASTM International.
- ASTM, 2014a. Standard Test Methods for Specific Gravity of Soil Solids by Water Pycnometer (D854), ASTM International.
- ASTM, 2014b. Standard Test Method for Determination of Thermal Conductivity of Soil and Soft Rock by Thermal Needle Probe Procedure (D5334), ASTM International.
- ASTM, 2015. Standard Test Method for Measurement of Hydraulic Conductivity of Porous Material Using a Rigid-Wall (D5856). Compaction-Mold Permeameter. ASTM International.
- ASTM, 2016. Standard Test Methods for Determination of the Soil Water Characteristic Curve for Desorption Using Hanging Column (D6836). Pressure Extractor, Chilled Mirror Hygrometer, or Centrifuge, ASTM International.
- Aubertin, M., et R.P. Chapuis 1990. Rapport – Parc à résidus miniers Manitou- Barvue, École Polytechnique, Submitted to CRM.
- Aubertin, M., Chapuis, R.P., 1991. Critères de conception pour les ouvrages de retenue des résidus miniers dans la région de l'Abitibi, Comptes-Rendus de la 1re Conférence Canadienne de Géotechnique Environnementale : 113-127.
- Aubertin, M., Chapuis, R., Bussière, B., Aachib, M., 1993. Propriétés des résidus miniers utilisés comme matériau de recouvrement pour limiter le drainage minier acide (DMA), Geoconfine 93. Symposium international, pp. 299-308.
- Aubertin, M., Chapuis, R., Aachib, M., Bussière, B., Ricard, J., Tremblay, L., 1995. Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Report 2.

- Aubertin, M., Bussière, B., Aachib, M., Chapuis, R., 1996. Recouvrement multicouches avec effet de barrière capillaire pour contrôler le drainage minier acide: Étude en laboratoire et in situ, Proceedings of the Symposium international sur les exemples majeurs et récents en géotechnique de l'environnement, Paris, ENPC-DCF, pp. 181-199.
- Aubertin, M., Aachib, M., Monzon, M., Joanes, A., Bussière, B., Chapuis, R., 1997. Étude de laboratoire sur l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de résidus miniers. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Report 2.
- Aubertin, M., Chapuis, R., Bouchentouf, A., Bussière, B., 1997. Unsaturated flow modeling of inclined layers for the analysis of covers, Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Vancouver, BC, pp. 731-746.
- Aubertin, M., Bussière, B., Monzon, M., Joanes, A.-M., Gagnon, D., Barbera, J.-M., Mostafa, A., Bédard, C., P. Chapuis, R., 1999. Études sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers phase II-Essais en place.
- Aubertin, M., Aachib, M., Authier, K., 2000. Evaluation of diffusive gas flux through covers with a GCL. Geotextiles and Geomembranes 18, 215-233.
- Aubertin, M., and Mbonimpa, M. 2001. Diffusion of oxygen through a pulp and paper residue barrier: Discussion. Canadian Geotechnical Journal, **38**(3): 658–660.
- Aubertin, M., Bussière, B., Bernier, L., 2002. Environnement et gestion des résidus miniers, in: Polytechnique, P.I. (Ed.).
- Aubertin, M., Cifuentes, E., Apithy, S.A., Bussière, B., Molson, J., and Chapuis, R.P. 2009. Analyses of water diversion along inclined covers with capillary barrier effects. Canadian Geotechnical Journal, **46**(10): 1146–1164.
- Aubertin, M., Pabst, T., Bussière, B., James, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, Maqsoud, A., 2015. Revue des meilleures pratiques de restauration des sites d'entreposage de rejets miniers générateurs de DMA. Symposium 2015 sur l'environnement et les mines, Rouyn-Noranda, Québec, Canada.
- Auld, H., & MacIver, D. , 2007. Changing weather patterns, uncertainty and infrastructure risks: Emerging adaptation requirements, Adaptation and Impacts Research Group, Meteorological Service of Canada, Environment Canada.
- Auld, H., D. MacIver and J. Klaassen., 2007. Adaptation Options for Infrastructure under Changing Climate Conditions In Proceedings of Engineering Institute of Canada Climate Change Technology Conference, Ottawa, May 2006. Environment Canada, Adaptation and Impacts Research Division, Toronto, Canada.
- Awoh, A. S. 2012. Étude expérimentale du comportement géochimique de résidus miniers hautement sulfureux sous un recouvrement en eau. Thèse. Université du Québec en Abitibi-Temiscamingue (Canada).

- Awoh, S.A., Bussière, B., Batzenschlager, C., Boulanger-Martel, V., Lepine, T., Voyer, E., Design, Construction, and Preliminary Results of Two Insulation Covers at the Meadowbank Mine, Geo-Chicago 2016, pp. 267-278.
- Belzile, N., Chen, Y.-W., Cai, M.-F., Li, Y., 2004. A review on pyrrhotite oxidation. *Journal of Geochemical Exploration* 84, 65-76.
- Benson, C.H., Meer, S.R., 2009. Relative abundance of monovalent and divalent cations and the impact of desiccation on geosynthetic clay liners. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 135, 349-358.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Nicholson, R., Bernier, L., 1998. Geochemical behavior of multilayered cover made of desulphurized mine tailings, *Proc. of tailings and mine waste*, pp. 389-398.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., 1999. Desulphurization of tailings with low neutralizing potential: kinetic study and flotation modeling, *Proc. of Conference Sudbury*, pp. 29-38.
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Kongolo, M., McLaughlin, J., Marion, P., 2000. Environmental desulphurization of four Canadian mine tailings using froth flotation. *International Journal of Mineral Processing* 60, 57-74.
- Benzaazoua, M., Bouzahzah, H., Taha, Y., Kormos, L., Kambombo, D., Lessard, F., Bussière, B., Demers, I., Kongolo, M., 2017. Integrated environmental management of pyrrhotite tailings at Raglan Mine: Part 1 challenges of desulphurization process and reactivity prediction. *Journal of Cleaner Production*, 162, 20 September 2017, 86-95.
- Bernier, L., 1997. Caractérisation minéralogique et potentiel d'acidité du résidu minier Manitou. Val d'Or, Rapport Géoberex Recherche (unpublished).
- Blowes, D.W., Jambor, J.L., 1990. The pore-water geochemistry and the mineralogy of the vadose zone of sulfide tailings, Waite Amulet, Quebec, Canada. *Applied Geochemistry* 5, 327-346.
- Blowes, D., Ptacek, C., 1994. Acid-neutralization mechanisms in inactive mine tailings. *The Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes (Book vol. 22)*, 271-292.
- Blowes, D. W., Jambor, J. L., & Alpers, C. N. (1994). *The Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes (Book vol. 22)*. Mineralogical Association of Canada.
- Blowes, D., Ptacek, C., Jambor, J., Weisener, C., 2003. The geochemistry of acid mine drainage. *Treatise on geochemistry* 9, 612.
- Bossé, B. 2014. Évaluation du comportement hydrogéologique d'un recouvrement alternatif constitué de rejets calcaires phosphatés en climat semi-aride à aride. Thèse. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 302.
- Boulanger-Martel, V., Bussière, B., Côté, J., Mbonimpa, M., 2015. Influence of freeze–thaw cycles

on the performance of covers with capillary barrier effects made of crushed rock–bentonite mixtures to control oxygen migration. *Canadian Geotechnical Journal* 53, 753-764.

- Boulanger-Martel, V., 2016. Influence of freeze–thaw cycles on the performance of covers with capillary barrier effects made of crushed rock–bentonite mixtures to control oxygen migration. *Canadian Geotechnical Journal*.
- Bouzahzah, H., 2013. Modification et amélioration des tests statiques et cinétiques pour une prédiction fiable du drainage minier acide.
- Brachman, R.W.I., 2011. Lessons learned from geomembranes in MSW landfills, Symposium 2011 Mines and Environment, Rouyn-Noranda, Québec.
- Broda, S., Aubertin, M., Blessent, D., Maqsoud, A., Bussière, B., 2014. Simulating the variation of the phreatic surface level to assess reclamation techniques for an acidic tailings impoundment: a field-scale study. *GeoRegina2014: Engineering for the Extremes*, 67th CGS conference, Regina, SK, Canada.
- Bussière, B., Lelièvre, J., Ouellet, J., Bois, D., 1994. Valorisation des résidus miniers: une approche intégrée. Rapports final soumis au Ministère des Ressources Naturelles dans le cadre du volet Mines Écologiques de l'Entente Auxiliaire du Développements Minéral.
- Bussiere, B., Aubertin, M., Aachib, M., Chapuis, R., Crespo, J., 1995. Unsaturated flow modelling of covers for reactive tailings, CAMI'95: Proceedings of the Third Canadian Conference on Computer Applications in the Mineral Industry, Montréal, Que, pp. 22-25.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., Lelièvre, J., Bois, D., Servant, S., 1998. Valorisation des résidus miniers: une approche intégrée–Phase II. Rapport final soumis au ministère des Ressources naturelles du Québec.
- Bussière, B., 1999. Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrières capillaires inclinées à l'aide de modélisation physiques et numériques. École Polytechnique de Montréal.
- Bussière, B., Aubertin, M., Chapuis, R.P., 2003. The behavior of inclined covers used as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal* 40, 512-535.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Kongolo, M., Aubertin, M., 2002. Intégration de la désulfuration dans la restauration des sites miniers générateurs de DMA, Proceedings of the Symposium sur l'Environnement et les Mines, Rouyn-Noranda, The Canadian Institute of Mining, Metallurgy and Petroleum.
- Bussière, B., Benzaazoua, M., Aubertin, M., Mbonimpa, M., 2004. A laboratory study of covers made of low-sulphide tailings to prevent acid mine drainage. *Environmental Geology* 45, 609-622.

- Bussière, B., Maqsood, A., Aubertin, M., Martschuk, J., McMullen, J., Julien, M., 2006. Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Quebec. CIM Bulletin 1, 1-11.
- Bussiere, B., 2007. Colloquium 2004: Hydrogeotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geoenvironmental disposal approaches. Canadian Geotechnical Journal 44, 1019-1052.
- Bussière, B., Aubertin, M., Mbonimpa, M., Molson, J.W., Chapuis, R.P., 2007. Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. Canadian Geotechnical Journal 44, 245-265.
- Bussière, B., A. Maqsood, I. Demers, Marie-Pier Éthier, M. Aubertin et R. P. Chapuis 2008. Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique : site Manitou, Unité de recherche et de service en technologie minérale (URSTM), Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), p. 15 p.
- Bussière, B., Maqsood, A., Demers, I., Doumbouya, I., 2009. Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique: site Manitou. Report PU-2008-03-371 for MERN (Quebec's Ministry of Energy and Natural Resources).
- Bussière, B., Hayley, D.W., 2010. Effects of Climate Change on Mine Waste Disposal in the Arctic. Geo-Strata—Geo Institute of ASCE 14.
- Bussière, B., Maqsood, A., Demers, I., Rousselle, M., Aubertin, M. and Chapuis, R.P. , 2011. Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique : site Manitou. , Unité de recherche et de service en technologie minérale (URSTM), Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), p. 81 p.
- Bussière, B., A. Maqsood, I. Demers, M. Aubertin et R. P. Chapuis 2012. Modélisation physique de divers scénarios de recouvrement et étude du comportement hydrogéologique : site Manitou, Unité de recherche et de service en technologie minérale (URSTM), Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), p. 19 p.
- Canada, 2009. True North: Adapting Infrastructure to Climate Change in Northern Canada, in: Economy, N.R.T.o.t.E.a.t. (Ed.), Ottawa. p. 160.
- Centre D'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ), 2013. Détermination du carbone et du soufre : méthode par combustion et dosage par spectrophotométrie infrarouge, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, p. 8.
- Chi, X., Amos, R.T., Stastna, M., Blowes, D.W., Sego, D.C., Smith, L., 2013. The Diavik Waste Rock Project: implications of wind-induced gas transport. Applied geochemistry 36, 246-255.

- Collin, M., Rasmuson, A., 1987. Mathematical modeling of water and oxygen transport in layered soil covers for deposits of pyritic mine tailings. Licentiate Treatise, Royal Institute of Technology, Stockholm, Sweden.
- Collin, M., Rasmuson, A., 1988. A comparison of gas diffusivity models for unsaturated porous media. *Soil Science Society of America Journal* 52, 1559-1565.
- Collin, M. 1998. The Bersbo Pilot Project. Numerical simulation of water and oxygen transport in the soil covers at mine waste deposits. Swedish Environmental Protection Agency, Report 4763.
- Cosset, G., and Aubertin, M. 2010. Physical and numerical modelling of a monolayer cover placed on reactive tailings. *In Proceedings of the 63rd Canadian Geotechnical Conference & 1st Joint CGS/CNC-IPA Permafrost Specialty Conference*, Calgary 12-16 September 2010. Canadian Geotechnical Society, pp. 1197–1204.
- Côté, J., Konrad, J.-M., 2005. A generalized thermal conductivity model for soils and construction materials. *Canadian Geotechnical Journal* 42, 443-458.
- Coulombe, V., 2012. Performance de recouvrements isolants partiels pour contrôler l'oxydation de résidus miniers sulfureux. École Polytechnique de Montréal.
- Coulombe, V., Bussière, B., Côté, J., Garneau, P., 2012. Performance of Insulation Covers to Control Acid Mine Drainage in Cold Environments, *Cold Regions Engineering 2012: Sustainable Infrastructure Development in a Changing Cold Environment*, pp. 789-799.
- Criddle, A.J., Stanley, C.J., 2012. Quantitative data file for ore minerals. Springer Science & Business Media.
- Cyr, J., 2007. Projet Manitou-Goldex : partenariat MRNF-Mines Agnico- Eagle, Bulletin Québec-Mines.
- Dagenais, A., 2005. Techniques de contrôle du DMA basées sur les effets capillaires. Ph. D. thesis, Department of Civil, Geological, and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montreal, Que.
- Dagenais, A., Aubertin, M., Bussière, B., Cyr, J., 2006. Performance of the Lorraine mine site cover to limit oxygen migration. *Transactions-Society for mining metallurgy and exploration incorporated* 318, 190.
- Dagher, E.E., T. S. Nguyen et J. G. Su 2012. Numerical Modelling of Coupled Heat Transfer and Groundwater Flow: Applications to Tailings Management Facility in Permafrost Environments in Northern Canada, 65th Canadian Geotechnical Conference, Winnipeg, MB.
- Dawson, R.F., Morin, K.A., 1996. Acid mine drainage in permafrost regions: issues, control strategies and research requirements. CANMET.

- Demers, I., 2008. Performance d'une barrière à l'oxygène constituée de résidus miniers faiblement sulfureux pour contrôler la production de drainage minier acide. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Demers, I., Bussière, B., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., 2009. Preliminary optimization of a single-layer cover made of desulfurized tailings: application to the Doyon Mine tailings impoundment. Society for Mining, Metallurgy, and Exploration, Inc.
- Demers, I., Bussière, B., Rousselle, M., Aubertin, M., Pabst, T., Lacroix, R., 2013. Laboratory evaluation of reclamation scenarios for the spillage areas of the abandoned Manitou mine site using Goldex tailings, Proc. World Mining Congress, Montreal, CIM (to be published).
- DesJarlais, C., Allard, M., Belanger, D., Blondlot, A., Bouffard, A., Bourque, A., Chaumont, D., Gosselin, P., Houle, D., Larrivée, C., Lease, N., Pham, A.T., Roy, R., Savard, J.-P., Turcotte, R., Villeneuve, C., , 2010. Savoir s'adapter aux changements climatiques. Bibliothèque nationale du Québec, Montreal, p. 128.
- Dobchuk, B., Nichol, C., Wilson, G. W., & Aubertin, M. 2013. Evaluation of a single-layer desulphurized tailings cover. Canadian Geotechnical Journal, 50(7), 777-792.
- Drouin, M., 2017. Gestion du résidu Goldex et restauration du parc Manitou, 86e congrès de l'Association francophone pour le savoir (ACFAS), Montréal.
- Ebinger, J.O., 2011. Climate impacts on energy systems: key issues for energy sector adaptation. World Bank Publications.
- Economy, N.R.T.o.t.E.a.t., 2012. National Round Table on the Environment and the Economy. Facing the Elements: Building Business Resilience in a Changing Climate (Case Studies), Ottawa, Canada. p. 99.
- Eigenbrod, K., 2003. Self-healing in fractured fine-grained soils. Canadian Geotechnical Journal 40, 435-449.
- Elberling, B., 2001. Environmental controls of the seasonal variation in oxygen uptake in sulfidic tailings deposited in a permafrost-affected area. Water Resources Research 37, 99-107.
- Elberling, B., 2005. Temperature and oxygen control on pyrite oxidation in frozen mine tailings. Cold Regions Science and Technology 41, 121-133.
- Elberling, B., Schippers, A., Sand, W., 2000. Bacterial and chemical oxidation of pyritic mine tailings at low temperatures. Journal of Contaminant Hydrology 41, 225-238.
- Elberling, B., Damgaard, L.R., 2001. Microscale measurements of oxygen diffusion and consumption in subaqueous sulfide tailings. Geochimica et Cosmochimica Acta 65, 1897-1905.

- Elberling, B., Balić-Žunić, T., Edsberg, A., 2003. Spatial variations and controls of acid mine drainage generation. *Environmental geology* 43, 806-813.
- Elberling, B., Søndergaard, J., Jensen, L.A., Schmidt, L.B., Hansen, B.U., Asmund, G., Balić-Zunić, T., Hollesen, J., Hanson, S., Jansson, P.-E., 2007. Arctic vegetation damage by winter-generated coal mining pollution released upon thawing. *Environmental science & technology* 41, 2407-2413.
- Éthier, M.-P., 2011. Évaluation du comportement géochimique en conditions normale et froides de différents stériles présents sur le site de la mine Raglan. École Polytechnique de Montréal.
- Ethier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Broda, S., 2012. A 3D numerical model to assess the performance of the reclamation measures for an abandoned mine site.
- Ethier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Maqsoud, A., Demers, I., Lacroix, R., 2013. In situ evaluation of the elevated water table technique combined with a monolayer cover on reactive tailings: monitoring strategy and preliminary results. *GeoMontreal 2013: Geosciences for Sustainability*, 66th CGS Conference, Montreal, QC, 9p.
- Éthier, M.-P., Bussière, B., Aubertin, M., Demers, I., Maqsoud, A., Dionne, J., Roy, M., 2014. Results from a field investigation of the elevated water table technique combined with a monolayer cover on reactive tailings 67th Canadian Geotechnical Conference, Regina, Saskatchewan, Canada.
- Ethier, M.-P., 2017. Évaluation de la performance du système de recouvrement monocouche avec nappe surélevés pour la restauration d'une parc à résidus abandonné. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Evangelou, V., Zhang, Y., 1995. A review: pyrite oxidation mechanisms and acid mine drainage prevention. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 25, 141-199.
- Faro Mine Remediation Project (2010). Faro Mine : A plan for closure. Consulté le 20 février 2017, tiré de <http://www.faromine.ca>.
- Fayer, M., Rockhold, M., Campbell, M., 1992. Hydrologic modeling of protective barriers: Comparison of field data and simulation results. *Soil Science Society of America Journal* 56, 690-700.
- Ferguson, K., Morin, K., 1991. The prediction of acid rock drainage—lessons from the database, *Second International Conference on the Abatement of Acidic Drainage (Vol.3)*, 83-106.
- Fredlund, D.G., Xing, A., 1994. Equations for the soil-water characteristic curve. *Canadian geotechnical journal* 31, 521-532.
- Fredlund, D.G., Rahardjo, H., Fredlund, M.D., 2012. *Unsaturated soil mechanics in engineering practice*. John Wiley & Sons.

- Gault, K.B.F., Gammon, P., Fortin, D., 2015. A geochemical characterization of cold-water natural acid rock drainage at the Zn–Pb XY deposit, Yukon, Canada. *Applied Geochemistry* 62, 35-47.
- Giroud, J., 2000. Lessons learned from successes and failures associated with geosynthetics, Eurogeo 2000: proceedings of the 2ND European geosynthetics conference. Volume 1: Mercer lecture, keynote lectures, geotechnical applications.
- Godwaldt, R., Biggar, K., Sego, D., 1999. AMD generation at sub-zero temperatures. Assessment and remediation of contaminated sites in Arctic and cold climates. Edmonton, 75-82.
- Godwaldt, R., 2001. Acid Mine Drainage at Sub-Zero Temperatures. Department of Civil and Environmental Engineering. Edmonton. Master of Science. University of Alberta. Master of Science, 240.
- Gosselin, M., 2007. Étude de l'influence des caractéristiques hydrogéochimiques des résidus miniers réactifs sur la diffusion et la consommation de l'oxygène, École polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.
- Gosselin, M., Aubertin, M., Mbonimpa, M., 2007. Évaluation de l'effet du degré de saturation sur la diffusion et la consommation d'oxygène dans des résidus miniers sulfureux, Proceedings of the 8th Joint IAH-CNC and CGS Groundwater Specialty Conference and 90th Canadian Geotechnical Conference, Ottawa, Ont, pp. 21-24.
- Gosselin, M., Mbonimpa, M., Aubertin, M., 2012. Evaluating the oxygen reaction rate coefficient of sulfidic tailings using laboratory and field tests, Proceedings of 9th International Conference on Acid Rock Drainage, Ottawa, ON.
- Hamdi, J., 2011. Mesures expérimentales des concentrations en oxygène sur le terrain et modélisation numériques pour évaluer le flux de diffusion dans la couverture du site minier LTA. Mémoire. Département des génies civils, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal.
- Hilhorst, M., Dirksen, C., 1994. Dielectric water content sensors: time domain versus frequency domain. *Jornal of article in AGRIS since: 2012.*
- Holubec, I., 1993. Preventing AMD by disposing of reactive tailings in permafrost. MEND Project 6.
- Holubec, I., 2004. Covers for Reactive Tailings Located in Permafrost Regions Review, MEND Report 1.61. 6. Natural Resources Canada, Minerals and Metals Sector: Ottawa, ON, Canada.
- Hornsey, W., Scheirs, J., Gates, W., Bouazza, A., 2010. The impact of mining solutions/liquors on geosynthetics. *Geotextiles and Geomembranes* 28, 191-198.
- IMG-Golder, 2012a. Good Environmental Practices for Northern Mining and Necessary Infrastructure. Gouvernement of Nunavut, Cambridge Bay, p. 110.

- IMG-Golder, 2012b. Vulnerability Assessment of the Mining Sector to Climate Change. p. 98.
- INAP. (2012). Global Acid Rock Drainage Guide (GARD Guide). Consulté, tiré de http://www.gardguide.com/index.php/Main_Page.
- Indian and Northern Affairs Canada et Government of the Northwest Territories (2010). Giant Mine Remediation Project. Developer's Assessment Report.
- International Council for Mining and Metals (ICMM), 2013. ICMM Position Statement on Indigenous Peoples and Mining, ICMM, London.
- Joanes, A.M., 1999. Une analyse hydrogéochimique de l'efficacité de recouvrements multicouches pour le drainage minier acide. Mémoire. Département des génies civil, géologique et des mines. Polytechnique Montréal, p. 208 p.
- Journaux Assoc., 2012. Engineering Challenges for Tailings Management Facilities and Associated Infrastructures with regard to Climate Change in Nunavut. . Government of Nunavut, p. 110.
- Journeaux Bédard & Assoc. Inc., 2004. Étude de pré faisabilité, Plan de remplissage du site Norebec-Manitou, Dorval, p. 35 p.
- Journeaux Bédard & Assoc. Inc., 2005. Evaluation comparative, niveau de pré faisabilité, méthodes de restauration alternatives - Site minier Norebec-Manitou.
- Journeaux Bédard & Assoc. Inc., 2007. Rapport de conception – Parc minier Manitou – Projet Goldex-Manitou, Val-d'Or, Québec.
- Julien, M., Roy, M., Drouin, M., Lacroix, R., 2017. Update as of 2017 on the Reclamation Works at the Manitou Site with the Goldex Mine Tailings, 24th ANNUAL BRITISH COLUMBIA-MEND ML/ARD WORKSHOP "Challenges and Best Practices in Metal Leaching and Acid Rock Drainage", Simon Fraser University Campus, Vancouver.
- Kalonji Kabambi, A., Demers, I., Bussière, B., 2016. Numerical modeling of covers with capillary barrier effects made entirely of mining materials, Tailings and Mine Waste Conference 2016, Keystone, Colorado
- Kalonji Kabambi, A., Bussière, B., Demers, I., 2017. Hydrogeological Behaviour of Cover with Capillary Barrier Effects Made of Mining Materials, Geotechnical and Geological Engineering, 35 :1199-1220.
- Kay, D., E. Blond et J. Mlyarek 2004. Geosynthetics durability : a polymer chemistry issue, 57th Canadian Geotechnical Conference, Québec, Canada.
- Keith, C., Vaughan, D., 2000. Mechanisms and rates of sulphide oxidation in relation to the problems of acid rock (mine) drainage. Environmental mineralogy: microbial interactions, anthropogenic influences, contaminated land and waste management, 117-139.

- Khire, M.V., Benson, C.H., Bosscher, P.J., 1999. Field data from a capillary barrier and model predictions with UNSAT-H. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 125, 518-527.
- Kleinmann, R.L.P., Crerar, D., Pacelli, R., 1981. Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Min. Eng.(NY);(United States)* 33.
- Kyhn, C., Elberling, B., 2001. Frozen cover actions limiting AMD from mine waste deposited on land in Arctic Canada. *Cold Regions Science and Technology* 32, 133-142.
- Kyhn, C., Elberling, B., 2001. Frozen cover actions limiting AMD from mine waste deposited on land in Arctic Canada. *Cold Regions Science and Technology* 32, 133-142.
- Langdahl, B.R., Ingvorsen, K., 1997. Temperature characteristics of bacterial iron solubilisation and ¹⁴C assimilation in naturally exposed sulfide ore material at Citronen Fjord, North Greenland (83 N). *FEMS microbiology ecology* 23, 275-283.
- Lavalin, S., 2012. Modélisation hydrologique des bassins versants de Katinniq et du parc à résidus de la Mine Raglan.
- Lawrence, R.W., Scheske, M., 1997. A method to calculate the neutralization potential of mining wastes. *Environmental Geology* 32, 100-106.
- Leblanc, Y., 2010. Étude hydrogéologique, Site Manitou, Val D'Or, Hydrogeological study, Manitou Site, Val D'Or.
- Lee Black, D., McQuay, M.Q., Bonin, M.P., 1996. Laser-based techniques for particle-size measurement: a review of sizing methods and their industrial applications. *Progress in energy and combustion science* 22, 267-306.
- Liu, Y., Gates, W.P., Bouazza, A., 2013. Acid induced degradation of the bentonite component used in geosynthetic clay liners. *Geotextiles and Geomembranes* 36, 71-80.
- LLP, B.J., 2011. Managing Climate-related Business Risks in the Mining Industry.
- Malicki, M., Walczak, R., 1983. gauge of the redox potential and the oxygen diffusion rate in the soil with an automatic regulation of cathode potential. *Zeszyty problemowe postepow nauk rolniczych*.
- Malvern Instruments Ltd., 1997. Getting Started MAN 0101.
- Maqsoud, A., Neculita, C.M., Bussière, B., Benzaazoua, M., Dionne, J., 2016. Impact of fresh tailing deposition on the evolution of groundwater hydrogeochemistry at the abandoned Manitou mine site, Quebec, Canada. *Environmental Science and Pollution Research* 23, 9054-9072.
- Maqsoud, A., Bussière, B., Mbonimpa, M., Aubertin, M., 2017. Comparison between the predictive modified Kovács model and a simplified one-point method measurement to

estimate the water retention curve. *Archives of Agronomy and Soil Science* 63, 443-454.

MathWorks Inc. 1997. The student edition of MATLAB® (Version 5 User's Guide). Prentice-Hall Canada Inc., Toronto, Ont. ^[L]_{SEP}

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Chapuis, R., Bussière, B., 2002. Practical pedotransfer functions for estimating the saturated hydraulic conductivity. *Geotechnical & Geological Engineering* 20, 235-259.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Aachib, M., Bussière, B., 2003. Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. *Canadian Geotechnical Journal* 40, 916-932.

Mbonimpa, M., Cissokho, F., Bussière, B., Maqsoud, A., Aubertin, M., 2008. A numerical study of oxygen flux through inclined covers with capillary barrier effects, *Proceedings of 61th Can. Geotechn. Conf. and 9th Joint CGS/IAH-CNC Groundwater Conference*, pp. 21-24.

Mbonimpa, M., Aubertin, M., Bussière, B., 2011. Oxygen consumption test to evaluate the diffusive flux into reactive tailings: interpretation and numerical assessment. *Canadian Geotechnical Journal* 48, 878-890.

McCarthy David, F., 2007. *Essentials of Soil Mechanics & Foundations. Basic Geotechnics, Seventh Edition*, Pearson Prentice Hall Upper Saddle Rivers, New Jersey, Columbus, Ohio, Copyright.

McGrath, J., Wagener, S., Gilichinsky, D., 1994. Cryobiological studies of ancient microorganisms isolated from the Siberian permafrost. *Viable Microorganisms in Permafrost. Pushchino, Russia*, 74-82.

McMullen, J., Firlotte, R., Knapp, R., Aubertin, M., 1997. Les Terrains Aurifères property site closure and rehabilitation-conceptual to construction, *Proceedings of the 29th Annual Meeting of the Canadian Mineral Processors*, Ottawa, pp. 274-292.

MDDELCC, 2012. Directive 019 sur l'industrie minière. Ministère du développement durable, environnement et parcs, Gouvernement du Québec.

Meiers, G.P., Barbour, S.L., Qualizza, C.V., Dobchuk, B.S., 2011. Evolution of the hydraulic conductivity of reclamation covers over sodic/saline mining overburden. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 137, 968-976.

Meldrum, J., Jamieson, H., Dyke, L., 2001. Oxidation of mine tailings from Rankin Inlet, Nunavut, at subzero temperatures. *Canadian Geotechnical Journal* 38, 957-966.

Meldrum, J.L., 1998. The determination of sulphide oxidation potential of mine tailings from Rankin Inlet, Nunavut, at subzero temperature Queen's University, Kingston, Ontario, Canada.

- MEND, 1991. Acid rock drainage prediction manual. Report 1.16.1b., Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.
- MEND, 1996a. Acid Mine Drainage in Permafrost Regions: Issues, Control Strategies and Research Requirements, Project 1.61.2. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.
- MEND, 1996b. Column Leaching Characteristics of Cullaton Lake B and Shear (S)-Zone Tailings, Phase 2: Cold Temperature Leaching Final Report, 1.61.3. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.
- MEND, 1996c. Review of use of an elevated water table as a method to control and reduce acidic drainage from tailings. Mine Environment Neutral Drainage Report 2.17.1 Canmet. Ottawa, Canada.
- MEND, 2001. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Manual, Vol4: Prevention and Control Prevention and control. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.
- MEND, 2004. Design, Construction and Performance Monitoring of Cover Systems for Waste Rock and Tailings, Report 2.21.4. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.
- MEND, 2006. Update on Cold Temperature Effects on Geochemical Weathering. Programme de Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement Minier Rapport 1.61.6.
- MEND, 2009. Mine waste covers in cold regions. Report 1.61.5a., Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.
- MEND, 2010. Cold Regions Cover Research-Phase 2, Report 1.61.5b. Mine Environment Neutral Drainage (MEND), Canada Center for Mineral and Energy Technology, Canada.
- Mermillod-Blondin, R., 2005. Influence des propriétés superficielles de la pyrite sur la rétention de molécules organiques soufrées: application à la désulfuration des résidus miniers. Vandoeuvre-les-Nancy, INPL.
- Mermillod-Blondin, R., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Bussière, B., Aubertin, M., Kongolo, M., de Donato, P., 2005. La désulfuration environnementale pour une gestion intégrée des rejets de concentrateur générateurs de DMA, Proceedings of the Symposium sur l'Environnement et les Mines II, The Canadian Institute of Mining, Metallurgy and Petroleum, Rouyn-Noranda.
- MERN, 2017. Guide de préparation du plan de réaménagement et de restauration des sites miniers au Québec. Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles. Gouvernement du Québec
- Miller, S., Jeffery, J., Wong, J., 1991. Use and misuse of the acid base account for "AMD" prediction, Proceedings of the 2nd International Conference on the Abatement of

Acidic Drainage, Montréal, Que, pp. 16-18.

- Milliard, A. (2011). Méthodologie combinant la fusion automatisée à la chromatographie d'extraction pour la dissolution de l'uranium dans des échantillons environnementaux pour la détermination par spectrométrie de masse (Doctoral dissertation, Université Laval).
- Minéral, É.p.d.M.D.d.g., Aachib, M., 1997. Étude en laboratoire de la performance des barrières de recouvrement constituées de rejets miniers pour limiter le DMA.
- Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., Benzaazoua, M., 2008. Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. *Applied Geochemistry* 23, 1-24.
- Morel-Seytoux, H., 1992. The capillary barrier effect at the interface of two soil layers with some contrast in properties. *HYDROWAR Report 92.4. Hydrology Days Publications* 57, 94027-93926.
- Morgenstern, N., Vick, S., Van Zyl, D., 2015. Report on Mount Polley tailings storage facility breach. Report of independent expert engineering investigation and review panel. Prepared on behalf of the Government of British Columbia and the Williams Lake and Soda Creek Indian Bands.
- Morin, K.A., Hutt, N.M., 1994. Observed preferential depletion of neutralization potential over sulfide minerals in kinetic tests: site-specific criteria for safe NP/AP ratios, *Proceedings of the Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Pittsburgh, USA, pp. 148-156.
- Morin, K., Hutt, N., 1997. Environmental geochemistry of minesite drainage: Practical and case studies: Vancouver. BC, Minesite Drainage Assessment Group (MDAG) Publishing.
- Moss, R.H. et al., 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature*, 463(7282), pp.747–756. Available at: <http://dx.doi.org/10.1038/nature08823>.
- Muller, S.W., 1947. Permafrost: or, Permanently frozen ground and related engineering problems. J. W. Edwards.
- Nastev, M., Aubertin, M., 2000. Hydrogeological modelling for the reclamation work at the Lorraine mine site Québec, Proc. 1st Joint IAH-CNC-CGS Groundwater Specialty Conference, Montréal, pp. 311-318.
- Nemcsok, G., 2009. Raglan Basalt. Argillite and Peridotite Densities, Xstrata Nickel-Mine Raglan.
- Nicholson, R.V., 1986. Pyrite oxidation in carbonate-buffered systems: Experimental kinetics and control by oxygen diffusion in a porous medium. Thesis. University of Waterloo, Canada.

- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Reardon, E.J., 1988. Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution: 1. Experimental kinetics. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 52, 1077-1085.
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A., Reardon, E.J., 1989. Reduction of acid generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers. *Canadian Geotechnical Journal* 26, 1-8.
- Nicholson, R.V., Scharer, J.M., 1994. Laboratory studies of pyrrhotite oxidation kinetics. ACS Publications.
- Nixon, J., 2000. Geothermal analysis for tailings cover design—Falconbridge Raglan tailings project. Submitted to AGRA Earth and Environmental Ltd.
- Nordstrom, D.K., 2000. Advances in the hydrogeochemistry and microbiology of acid mine waters. *International Geology Review* 42, 499-515.
- Nyameogo, G. F. T. 2017. *Développement d'un système de mesure et d'un modèle théorique préliminaire d'estimation du coefficient de diffusion de l'oxygène dans les matériaux poreux inertes gelés* (Doctoral dissertation, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).
- O'Kane Consulting inc., 2012. Cold regions cover system design technical guidance document, Programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier MEND, p. Rapport 1.61.65c.
- Okoli, C., Pawlowski, S.D., 2004. The Delphi method as a research tool: an example, design considerations and applications. *Information & management* 42, 15-29.
- Onofrei, C., Gray, M., 1996. Modelling hygro-thermo-mechanical behaviour of engineered clay barriers—validation phase. *Engineering Geology* 41, 301-318.
- Operating Instructions 2725ARL Jet Fill Tensiometer, 2011. Soilmoisture Equipment Corp.
- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., and Zagury, G.J., 2009. Reactive transport modelling of mine tailings columns with capillarity- induced high water saturation for preventing sulfide oxidation. *Applied Geochemistry*, **24**: 1312–1323.
- Ouangrawa, M., Molson, J., Aubertin, M., Zagury, G., & Bussière, B., 2006, March. The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings: a laboratory and numerical modeling study. In *Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)*, St. Louis, Mo (pp. 26-30).
- Ouangrawa, M. 2007. Étude expérimentale et analyse numérique des facteurs qui influencent le comportement hydro-géochimique de résidus miniers sulfureux partiellement saturés. ProQuest.
- Pabst, T., 2011. Etude expérimentale et numérique du comportement hydro-géochimique de recouvrements placés sur des résidus sulfureux partiellement oxydés. Ecole

Polytechnique, Montreal (Canada).

- Pabst, T., Aubertin, M., Bussière, B., Molson, J., 2014. Column tests to characterise the hydrogeochemical response of pre-oxidised acid-generating tailings with a monolayer cover. *Water, Air, & Soil Pollution* 225, 1841.
- Pabst, T., Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., 2017. Reactive transport modelling of the hydrogeochemical behaviour of partially oxidized acid-generating mine tailings with a monolayer cover. *Applied Geochemistry* 78, 219-233.
- Pachauri, R., Reisinger, A., 2007. Climate change 2007: synthesis report. Geneva: IPCC.
- Pachauri, R.K., Allen, M.R., Barros, V.R., Broome, J., Cramer, W., Christ, R., Church, J.A., Clarke, L., Dahe, Q., Dasgupta, P., 2014. Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC.
- Pearce, T., Ford, J., Prno, J., Duerden, F., Pittman, J., Beaumier, M., Berrang-Ford, L., Smith, B., 2009. Climate change and Canadian mining: opportunities for adaptation. The David Suzuki Foundation, Vancouver.
- Peregoedova, A., 2012. Étude expérimentale des propriétés hydrogéologiques des roches stériles à une échelle intermédiaire de laboratoire. Thèse. École Polytechnique de Montréal.
- Perkins, E., Nesbitt, H., Gunter, W., St-Arnaud, L., Mycroft, J., 1995. Critical review of geochemical processes and geochemical models adaptable for prediction of acidic drainage from waste rock. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Report 1.
- Pham, N., Sego, D., Arenson, L., Blowes, D., Smith, L., Smith, L., Gupton, M., Neuner, M., Amos, R., 2009. Diavik Waste Rock Project: Heat transfer in experimental waste rock piles under permafrost environment, Proceedings of the 8th International Conference on Acid Rock Drainage, June, pp. 22-26.
- Plante, B., Bussière, B., Benzaazoua, M., 2012. Static tests response on 5 Canadian hard rock mine tailings with low net acid-generating potentials. *Journal of Geochemical Exploration* 114, 57-69.
- Plumlee, G.S., 1999. The environmental geology of mineral deposits. The environmental geochemistry of mineral deposits. Society of Economic Geologists. Part A, 71-116.
- Plummer, D., Caya, D., Frigon, A., Côté, H., Giguère, M., Paquin, D., Biner, S., Harvey, R., De Elia, R., 2006. Climate and climate change over North America as simulated by the Canadian RCM. *Journal of Climate* 19, 3112-3132.
- Polymetal International Inc. (2012). *Omolon Hub*. Consulté, tiré de <http://www.polymetalinternational.com/operations-landing/omolon/history.aspx>.
- Potts, P., 1987. X-ray fluorescence analysis: principles and practice of wavelength dispersive

- spectrometry, *A Handbook of Silicate Rock Analysis*. Springer, pp. 226-285.
- Price, W.A., Morin, K., Hutt, N., 1997. Guidelines for the prediction of acid rock drainage and metal leaching for mines in British Columbia: Part II. Recommended procedures for static and kinetic testing, *Proceedings of the Fourth International Conference on Acid Rock Drainage*, pp. 15-30.
- Puget, J-L, Blanchet, R, Salençon, J, et al. Le changement climatique. Académie des sciences. Synthèse des débats sur le climat, 2010, vol. 20.
- Rasmuson, A., Eriksson, J.-C., 1986. Capillary barriers in covers for mine tailing dumps. *Naturvårdsverket*.
- Reddy, D., Butul, B., 1999. A comprehensive literature review of liner failures and longevity. submitted to Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management University of Florida.
- Renken, K., Yanful, E., Mchaina, D., 2005. Effective oxygen diffusion coefficient and field oxygen concentrations below a geosynthetic clay liner (GCL) covering mine tailings, *Waste Containment and Remediation*, pp. 1-15.
- Ricard, J.F., Aubertin, M., Firlotte, F.W., Knapp, R., and McMullen, J., 1997b. Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, *Proceedings, 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Malartic, Québec, Canada*, pp. p. 1515-1530.
- Ricard, J., Aubertin, M., Garand, P., McMullen, J., 1997c. Field Performance of a 2.22. 4a Dry Cover Made of Tailings for the Closure of Barrick-Bousquet" Les Terrains Auriferes Site" Malartic, Quebec, Canada, *Proceedings of the 50th Canadian Geotechnical Conference*. Ottawa, Ontario, pp. 185-192.
- Rimstidt, J.D., Vaughan, D.J., 2003. Pyrite oxidation: a state-of-the-art assessment of the reaction mechanism. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 67, 873-880.
- Ritcey, G.M., 1989. Tailings management. Book.
- Robert, S.e.V.B., 2012. The Meadowbank Gold Mine - Reclamation Planning in an Arctic Environment, *ICARD*, Ottawa, Canada.
- Robert, S. et V. Bertrand (2012). The Meadowbank Gold Mine - Reclamation Planning in an Arctic Environment. *ICARD*, Ottawa, Canada.
- Robinson, M., Dean, T., 1993. Measurement of near surface soil water content using a capacitance probe. *Hydrological Processes* 7, 77-86.
- Rodgers, C., Sparling, E., Wiles, A., Douglas, A., , 2014. Understanding Mining Policy Drivers and Barriers in the Context of Climate Change Impacts and Adaptation, report submitted to Climate Change Impacts and Adaptation Division, in: Canada, N.R. (Ed.),

Sudbury. p. 38.

Rousseau, L., 1996. La méthode Delphi: une liaison heureuse entre la pratique et la recherche en gestion. *Revue «Organisation»* 5, 27-47.

Rowe, R.K., Quigley, R.M., Brachman, R.W., Booker, J.R., 2004. Barrier systems for waste disposal facilities. Spon Press.

Ruffell, A., Wiltshire, P., 2004. Conjunctive use of quantitative and qualitative X-ray diffraction analysis of soils and rocks for forensic analysis. *Forensic science international* 145, 13-23.

Rykaart, M. et D. Hockley (2009). Mine waste covers in cold regions. Rapport NEDEM 1.61.5a: 111.

Rykaart, M. et D. Hockley (2010). Cold region research cover - phase 2. Rapport NEDEM 1.61.5b: 58.

Scalia IV, J., Benson, C.H., 2010. Hydraulic conductivity of geosynthetic clay liners exhumed from landfill final covers with composite barriers. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering* 137, 1-13.

SENES Consultants Ltd., 1995. A Review of AMD Control Strategies for Les Terrains Aurifères, Malartic, Québec.

Singer, P.C., Stumm, W., 1970. Acidic mine drainage: the rate-determining step. *Science* 167, 1121-1123.

Skoog, D.A. et Leary, J.J. (1992) *Principles of Instruments Analysis*, 4th edition. Saunders College Publishing

Sobek, A.A., Geological, W.V., 1978. Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils. Industrial Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency.

SRK Consulting (2005). Re-Evaluation of Tailings Disposal Alternatives, Hope Bay Doris North Project, Nunavut. North Vancouver, Canada, pp.54.

SRK, 2006. Update on Cold Temperature Effects on Geochemical Weathering.

SRK Consulting (2007). Red Dog Mine Closure and Reclamation Plan. SD B3: Plan of Operations for Tailings and Water Management

Stenek, V., Amado, J.C., Connell, R., 2010. Climate Risk and Financial Institutions: Challenges and Opportunities. International Finance Corporation.

Stratos, C., B., , 2001. Climate Change and Acid Rock Drainage - Risks for the Canadian Mining Sector, The Mining Association of Canada, Ottawa.

- Szymanski, M. B., A. Zivkivik, A. Tchekhovski et B. Swarbrick (2003). Designing for closure of an open pit in the Canadian Arctic. *8th International Conference on Permafrost*, Zurich, Switzerland: Swets & Zeitlinger: p. 1123-1128.
- Tassé, N., et D. Germain 1999. Le parc à résidus miniers Manitou et ses épandages- Caractérisation et options de restauration. Rapport INRS-Géoresources.
- Tassé, N., et D. Germain 2003. Site minier Manitou - Caractérisation du milieu et des processus en vue d'une restauration. Rapport INRS-Eau, Terre et Environnement.
- Taylor, J., Hinczak, I., 2001. Rietveld Made Easy: A practical guide to the understanding of the method and successful phase quantifications, 2004. Belconnen, Australia, Sietronics Pty Limited.
- Toussaint, R., 2016. Influences des caractéristiques physico-chimiques de résidus miniers sulfureux sur leur réactivité à l'oxygène. Mémoire. École Polytechnique de Montréal.
- URSTM, 2017. Analyse de risques et de vulnérabilités liés aux changements climatiques pour le secteur minier québécois. Rapport PU-2014-06-913. Unité de Recherche et de Services en Technologie Minérale.
- Van Genuchten, M.T., Leij, F., Yates, S., 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils.
- van Genuchten, M. T., Leij, F. J., Yates, S. R. (1991). The RETC Code for Quantifying the Hydraulic Functions of Unsaturated Soils (EPA Report 600/2-91/065). Riverside, California: U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS.
- Vick, S.G., 1990. Planning, design, and analysis of tailings dams. BiTech Publishers Ltd. Vancouver, B.C.
- Villeneuve, M., 2004. Évaluation du comportement géochimique à long terme de rejets miniers à faible potentiel de génération d'acide à l'aide d'essais cinétiques.
- Williams, D., Wilson, G., Currey, N., 1997. A cover system for a potentially acid forming waste rock dump in a dry climate, Proceedings of 4th International Conference on Tailings and Mine Waste, pp. 231-235.
- Xiao, Z., Laplante, A., 2004. Characterizing and recovering the platinum group minerals—a review. *Minerals Engineering* 17, 961-979.
- Yanful, E.K., 1993. Oxygen diffusion through soil covers on sulphidic mine tailings. *Journal of Geotechnical Engineering* 119, 1207-1228.
- Young, E., 2014. Business risks facing mining and metals 2014–2015, EY's Global Mining & Metals Center.
- Zhan, G., Mayer, A., McMullen, J., Aubertin, M., 2000. Capillary cover design for a spent leach

pad, Proceedings of the International Symposium on Hydrogeology and the Environment, Wuhan, China, pp. 17-21.

Zhan, G., Aubertin, M., Mayer, A., Burke, K., McMullen, J., 2001. Capillary cover design for leach pad closure. Transactions-Society for mining metallurgy and exploration incorporated 310, 104-110.

ANNEXE A – RÉSULTATS DE LA CALIBRATION DES SONDES 5TM

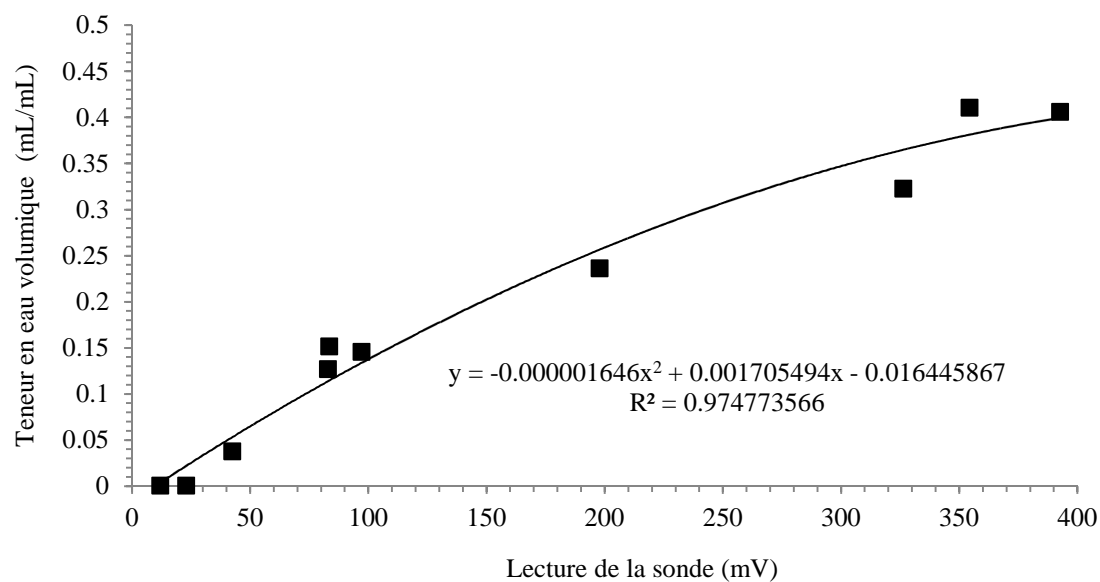


Figure A.1 : Calibration des sondes 5 TM pour les résidus désulfurés #1 et #2

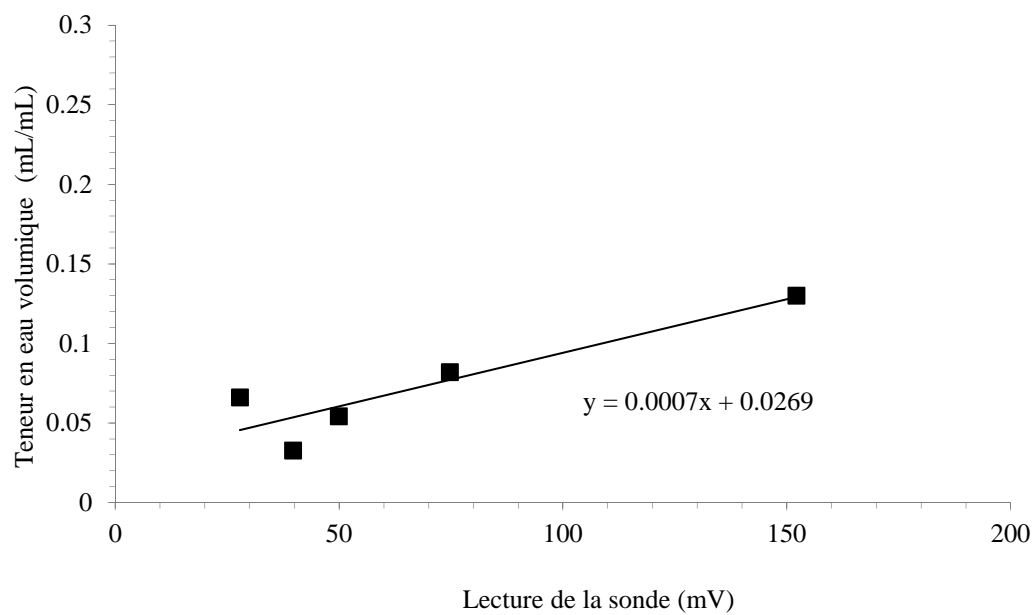


Figure A.2 : Calibration des sondes 5 TM pour la roche concassé

ANNEXE B – RÉSULTATS DE L'ANALYSE ICP-AES DES LIXIVIATS

Tableau B.1: Résultats de l'analyse ICP-AES du lixiviat des résidus désulfurés #1

| Composition chimique (ppm) | Cycle 1 | Cycle 2 | Cycle 3 | Cycle 4 | Cycle 5 | Cycle 6 | Cycle 7 | Cycle 8 |
|----------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Al | 0,043 | 0,022 | 0,013 | 0,022 | <0,01 | 0,017 | 0,011 | <0,01 |
| As | 0,037 | <0,06 | <0,06 | <0,06 | <0,06 | <0,06 | <0,06 | <0,06 |
| B | 10,700 | 16,400 | 14,900 | 12,400 | 10,700 | 8,790 | 6,360 | 6,100 |
| Ba | 0,039 | 0,045 | 0,046 | 0,038 | 0,033 | 0,031 | 0,023 | 0,024 |
| Be | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| Bi | <0,02 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | <0,02 |
| Ca | 546 | 599 | 466 | 411 | 380 | 354 | 338 | 380 |
| Cd | <0,001 | <0,003 | <0,003 | <0,003 | <0,003 | <0,003 | <0,003 | <0,003 |
| Co | <0,002 | <0,004 | <0,004 | <0,004 | 0,004 | <0,004 | <0,004 | <0,004 |
| Cr | <0,001 | <0,003 | <0,003 | <0,003 | <0,003 | 0,005 | 0,005 | 0,004 |
| Cu | <0,01 | 0,007 | 0,013 | 0,032 | 0,032 | <0,003 | 0,011 | 0,005 |
| Fe | 0,040 | 0,033 | 0,031 | 0,027 | 0,030 | 0,074 | 0,016 | 0,051 |
| K | 4,540 | 8,110 | 5,870 | 8,560 | 8,800 | 8,060 | 7,490 | 8,340 |
| Li | 0,034 | 0,010 | 0,008 | 0,008 | 0,006 | 0,002 | 0,017 | 0,022 |
| Mg | 250 | 379 | 387 | 347 | 311 | 218 | 197 | 169 |
| Mn | 0,006 | 0,008 | 0,016 | 0,017 | 0,009 | 0,012 | 0,009 | 0,005 |
| Mo | <0,003 | <0,009 | <0,009 | <0,009 | <0,009 | <0,009 | <0,009 | <0,009 |
| Na | 52 | 112 | 563 | 1480 | 1750 | 1660 | 1460 | 1510 |
| Ni | 0,101 | 0,149 | 0,170 | 0,137 | 0,132 | 0,122 | 0,092 | 0,095 |
| Pb | <0,07 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | <0,02 | <0,02 |
| S_{tot} | 829 | 803 | 1030 | 1890 | 1980 | 1990 | 1810 | 1850 |
| Sb | 0,002 | 0,003 | 0,003 | 0,004 | 0,005 | 0,003 | 0,002 | 0,002 |
| Se | 0,117 | 0,371 | 0,169 | <0,1 | <0,1 | 0,130 | 0,172 | <0,1 |
| Si | 52,30 | 110,00 | 68,10 | 75,50 | 69,40 | 76,60 | 74,10 | 86,10 |
| Sr | 0,440 | 0,401 | 0,353 | 0,403 | 0,355 | 0,375 | 0,335 | 0,293 |
| Te | 0,000 | 0,017 | 0,012 | 0,012 | 0,015 | 0,009 | 0,016 | 0,024 |
| Ti | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| Zn | 0,266 | 0,071 | 0,098 | 0,260 | 0,429 | 0,325 | 0,299 | 0,402 |

Tableau B.2: Résultats de l'analyse ICP-AES du lixiviat des résidus désulfurés #2

| Composition chimique (ppm) | Cycle 1 | Cycle 2 | Cycle 3 | Cycle 4 | Cycle 5 | Cycle 6 | Cycle 7 | Cycle 8 |
|-----------------------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| Al | 0,056 | 0,016 | 0,019 | 0,015 | <0,010 | 0,017 | <0,010 | <0,010 |
| As | 0,031 | <0,060 | <0,060 | <0,060 | <0,060 | <0,060 | <0,060 | <0,060 |
| B | 13,300 | 18,900 | 12,400 | 8,220 | 7,800 | 6,090 | 4,650 | 4,700 |
| Ba | 0,051 | 0,067 | 0,048 | 0,033 | 0,029 | 0,028 | 0,021 | 0,022 |
| Be | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| Bi | <0,020 | <0,020 | <0,020 | <0,020 | <0,020 | <0,020 | <0,020 | <0,020 |
| Ca | 560 | 613 | 405 | 348 | 387 | 357 | 354 | 399 |
| Cd | <0,001 | <0,003 | <0,003 | <0,003 | 0,003 | <0,003 | <0,003 | <0,003 |
| Co | <0,002 | <0,004 | <0,004 | 0,005 | 0,012 | <0,004 | <0,004 | 0,004 |
| Cr | <0,001 | <0,003 | <0,003 | <0,003 | <0,003 | 0,006 | 0,004 | 0,003 |
| Cu | 0,235 | 0,026 | 0,053 | 0,034 | 0,166 | 0,015 | 0,022 | 0,018 |
| Fe | 0,039 | 0,051 | 0,030 | 0,021 | 0,030 | 0,059 | 0,014 | 0,028 |
| K | 4,110 | 10,400 | 6,660 | 7,630 | 7,760 | 6,810 | 6,330 | 7,290 |
| Li | 0,013 | 0,004 | 0,008 | 0,006 | 0,012 | 0,002 | 0,014 | 0,018 |
| Mg | 246 | 409 | 388 | 244 | 220 | 151 | 159 | 146 |
| Mn | 0,021 | 0,014 | 0,025 | 0,016 | 0,034 | 0,008 | 0,007 | 0,008 |
| Mo | <0,003 | <0,009 | <0,009 | <0,009 | <0,009 | <0,009 | <0,009 | <0,009 |
| Na | 46 | 172 | 1050 | 1660 | 1550 | 1380 | 1090 | 1050 |
| Ni | 0,144 | 0,211 | 0,224 | 0,121 | 0,143 | 0,103 | 0,096 | 0,107 |
| Pb | 0,070 | <0,020 | <0,020 | <0,020 | 0,024 | <0,020 | <0,020 | <0,020 |
| S_{tot} | 848 | 855 | 1600 | 1920 | 1810 | 1700 | 1470 | 1430 |
| Sb | 0,003 | 0,004 | 0,003 | 0,003 | 0,004 | 0,002 | 0,000 | 0,001 |
| Se | 0,117 | 0,381 | 0,151 | <0,100 | <0,100 | 0,139 | 0,191 | <0,100 |
| Si | 68,30 | 104,00 | 56,30 | 64,90 | 57,60 | 72,30 | 66,20 | 85,40 |
| Sr | 0,433 | 0,413 | 0,334 | 0,317 | 0,318 | 0,334 | 0,320 | 0,283 |
| Te | 0,000 | 0,019 | 0,009 | 0,012 | 0,015 | 0,006 | 0,015 | 0,016 |
| Ti | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| Zn | 1,720 | 0,171 | 0,215 | 0,370 | 1,700 | 0,622 | 0,917 | 1,380 |

ANNEXE C – RÉSULTATS DES SONDÉS WATERMARK

Tableau C.3: Résultats des succions mesurées avec les sondes Watermark dans les colonnes 1 et 2 pour chaque cycle

| Cycle | Succion Colonne 1(kPa) | Succion Colonne 2(kPa) |
|--------------|-------------------------------|-------------------------------|
| 1 | 2 | 4 |
| 2 | 28 | 19 |
| 3 | 20 | 12 |
| 4 | 3 | 14 |
| 5 | 21 | 19 |
| 6 | 8 | 12 |
| 7 | 13 | 13 |
| 8 | 21 | 17 |